

MAAPUUN VAIKUTUS KULUNEEN
KAUPUNKIMETSÄN UUDISTUMISEEN
HELSINKILÄISILLÄ TUTKIMUSALOILLA VUOSINA
1998-2010

INGA SAVOLAINEN

HELSINGIN YLIOPISTO
BIO- JA YMPÄRISTÖTIEDEIDEN
LAITOS
YMPÄRISTÖEKOLOGIA
PRO GRADU –TUTKIELMA
5.4.2019



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tdk.		Laitos – Institution– Department Ympäristötieteiden laitos	
Tekijä – Författare – Author Inga Savolainen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Maapuun vaikutus kuluneen kaupunkimetsän uudistumiseen helsinkiläisillä tutkimusaloilla vuosina 1998-2010			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ympäristöekologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro Gradu-tutkielma		Aika – Datum – Month and year 04/2019	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 67
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Metsät ovat merkittävä osa Suomen luontoa ja etenkin kaupungeissa tärkeitä hyvinvoinnin lähteitä. Kaupunkimetsät ovat luonnollisen dynamiikan ja jatkuvan, voimakkaan virkistyskäytön muokkaamia kokonaisuuksia. Maapallon väestö kaupungistuu ja kaupungit kattavat entistä suuremman osan maapallon pinta-alasta, jolloin kaupunkiluonnon merkitys korostuu.</p> <p>Helsinkiläiset kaupunkimetsät ovat kovassa käytössä, ja virkistyskäytön aiheuttama voimakas kuluminen, etenkin rakennetuilta ulkoilureiteiltä poikkeaminen, uhkaa metsien uudistumista. Intensiivisen virkistyskäytön on osoitettu olevan yhteydessä kaupunkimetsän metsänpohjan kulumiseen ja uudistumiskyvyn heikkenemiseen. Virkistys kaupunkimetsissä on kaupunkilaisille tärkeää, eikä virkistyskäytön voimakas rajoittaminen ole mielekästä.</p> <p>Uudistumiselle suotuisia alueita voidaan luoda ja suojella keskittämällä metsänpohjan kulumista metsänsäilyttäjien kulkua ohjaamalla. Luonnolliset esteet, kuten maapuut, ovat metsänsäilyttäjien kulun ohjaamiseen sopiva ratkaisu niiden esteettisyyden ja ekologisten lisähyötyjen vuoksi. Olennaisinta on kuitenkin niiden toimivuus metsänsäilyttäjien kulun ohjaajina, jota tässä tutkimuksessa lähdettiin selvittämään.</p> <p>Vuonna 1998 Helsingin kaupunkimetsäalueille perustettiin 18 koealaa sen tutkimiseksi, voisiko maapuusta olla hyötyä kulun ja tallauksen rajaamisessa ja sen myötä taimettumisen tukemisessa. Koealat olivat suorakaiteisia ja kooltaan 225-550 m². Ensimmäisen aineistonkeruun jälkeen, vuonna 1998, koealoilla suoritettiin käsittelyt; maapuu-käsittelyssä koealoille kaadettiin puu, aukko-käsittelyssä koealoille kaadettu puu vietiin pois, jolloin saatiin aikaan aukko lehvuserroksen. Aukko-käsittely toimi menetelmäkontrollina. Kumpaakin käsittelyä kohden oli kuusi alaa, ja lisäksi kuusi kontrollialaa.</p> <p>Koealoilta kerättiin aineisto vuonna 1998 ennen käsittelyä, sekä vuosina 2000 ja 2010 käsittelyn jälkeen kartoittamalla taimet (< 200 cm), puut (> 200 cm), maapuut ja kuluneisuuslohkot. Kartta-aineisto muunnettiin digitaaliseen muotoon paikkatieto-ohjelmiston (ArcMap) avulla ja muokattiin analysoitavaan muotoon Microsoft Excelissä. Aineiston analysointiin käytettiin Rstudiota.</p> <p>Tutkimuksen tulokset antavat viitteitä maapuun toimivuudesta kuluneen kaupunkimetsän uudistumisen tukijana. Taimi-intensiteetti oli tutkimusaloilla korkeimmillaan maapuun välittömässä läheisyydessä. Selkeimmin taimien spatiaaliseen jakautumiseen tutkimusaloilla vaikutti kuluneisuusluokka (asteikolla 0-4), siten että kuluneisuusluokassa 0 taimi-intensiteetti oli korkein ja kuluneisuusluokissa 3 ja 4 matalin. Tämän tutkielman perusteella maapuulla voidaan olettaa olevan taimien esiintymiseen välillinen positiivinen vaikutus kulumattoman metsänpohjan lisäämisen myötä.</p> <p>Tutkimuksessa käytetyt analyysimallit osoittivat, että maapuulla oli vaikutusta tutkimusalojen taimiainekseen, mutta eivät onnistuneet kuvaamaan tutkimusalojen ilmiötä tyhjentävästi. Analyysimallien kehittelyn tuloksena saamme toivottavasti lähitulevaisuudessa yksityiskohtaisempaa tutkimustietoa maapuun merkityksestä kuluneen kaupunkimetsän uudistumiselle.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords kaupunkimetsät, virkistyskäyttö, luonnolliset esteet, kuluminen, uudistuminen			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Susanna Lehvävirta, Miia Jauni, Mari Myllymäki,			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsingin yliopiston Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Faculty of Biological and Environmental sciences		Laitos – Institution– Department Degree programme of Environmental Sciences	
Tekijä – Författare – Author Inga Savolainen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Maapuun vaikutus kuluneen kaupunkimetsän uudistumiseen helsinkiläisillä tutkimusaloilla vuosina 1998-2010 The effect of downed logs on the regeneration of worn urban woodland parcels in Helsinki on 1998-2010			
Oppiaine – Läroämne – Subject Environmental ecology			
Työn laji – Arbetets art – Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and year 04/2019	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 67
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Woodlands are a significant part of the Finnish nature and especially in cities an important source of wellbeing of the citizens. Urban woodlands are entities shaped by natural dynamics and intensive recreational pressure. As the population of the Earth is urbanizing and urban areas cover constantly increasing proportion of the Earth's surface the meaning of urban nature is getting more important.</p> <p>Intensive recreational use, especially outside established routes, is posing a threat on the regeneration of the urban woodlands in Helsinki region. Intensive recreational use has been shown to be associated with the depletion of urban woodlands and the deterioration of regenerative capacity. Recreation in urban forests is important for the city dwellers, and a strong restriction on recreational use is not meaningful.</p> <p>The areas favorable to renewal can be created and protected by focusing the wear of the forest floor by controlling the passage of forest users. Natural barriers, such as downed logs, are a suitable solution for controlling the passage of forest users because of their aesthetic and ecological benefits. However, the most important thing is to figure out how they function as the drivers of the passage of forest users, which was explored in this study.</p> <p>In 1998, 18 experimental plots were established in worn urban woodland parcels in Helsinki region to investigate whether downed logs could be useful in limiting the passage and wear of the forest floor and thereby supporting sapling establishment. The plots were rectangular in shape and 225-550 m² in size. After the first data collection, in 1998, the treatments were conducted; in the log treatment, a tree was downed into the plot, in the gap treatment the downed tree was taken out of the plot to create a just a hole in the canopy. Gap treatment functioned as a procedural control. There were six experimental plots for each treatment, plus six control plots. Data from the experimental plots was collected in 1998 prior to the treatment, and again in 2000 and 2010 after the treatments. The map data was converted to digital format using GIS (ArcMap) and edited in Microsoft Excel to be analyzed in Rstudio.</p> <p>The results of the study give an indication that downed logs can be functional in supporting the regeneration of urban woodlands. The intensity of the seedlings on the experimental plots was highest in the immediate vicinity of the downed logs. The spatial distribution of seedlings on the experimental plots was most influenced by the wear class (on a scale of 0-4), so that in the wear class 0 the seedling intensity was the highest and in wear classes 3 and 4 the lowest. On the basis of this study, downed logs can be expected to have an indirect positive effect on the occurrence of seedlings through the addition of unworn forest floor.</p> <p>The statistical models used in the study showed that downed logs had an effect on the sapling material of the experimental plots, but failed to fully describe the studied phenomenon. As a result of the development of statistical models, we will hopefully receive more detailed information on the significance of downed logs for the regeneration of worn urban woodlands in the near future.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Urban woodlands, recreation, natural barriers, wear, regeneration			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Susanna Lehvävirta, Miia Jauni, Mari Myllymäki			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited University of Helsinki Viikki library			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

1. Johdanto	2
1.1. Metsät kaupungissa	2
1.1.1. Kaupunkimetsät asukkaiden hyvinvoinnin ja luontosuhteen ylläpitäjinä	3
1.1.2. Kaupunkimetsien monimuotoisuus	4
1.1.3. Kestävä kaupunkirakenne	5
1.2. Helsingin kaupunkimetsät	6
1.3. Kaupunkimetsien virkistyskäytön aiheuttama kuluminen	7
1.4. Kaupunkimetsän uudistuminen	8
1.5. Metsänkäsittely	9
1.6. Maapuut ja muut luonnolliset esteet	10
1.7. Tutkimuksen tavoitteet, kysymykset ja hypoteesit	14
2. Materiaalit ja menetelmät	15
2.1. Tutkimusasetelma	15
2.1.1. Tutkimusalat	15
2.1.2. Aineiston kuvaus	17
2.2. Tilastolliset menetelmät	19
2.2.1. Aineiston käsittely	19
2.2.2. Käsittelyn vaikutus taimien esiintymiseen	22
2.2.3. Maapuun läheisyyden vaikutus taimien esiintymiseen	23
3. Tulokset	27
3.1. Käsittelyn vaikutus taimettumiseen koealatasolla	27
3.1.1. Taimien havaintoaineiston tarkastelu	28
3.1.2. Käsittelyn vaikutuksen taimimäärään mallintaminen	30
3.2. Maapuun läheisyyden vaikutus taimettumiseen	33
3.2.1. Havaintopisteiden ja satunnaispisteiden etäisyysjakaumien vertailu ..	34
4. Tulosten tarkastelu	50
4.1. Maapuukäsittelyllä ei odotetun kaltaista vaikutusta taimimääriin tutkimusaloilla	50
4.2. Maapuulla välillinen vaikutus taimien spatiaaliseen jakautumiseen tutkimusaloilla	52
4.2.1. Taimi-intensiteettiä selittävää mallia koskevat kehitysajatukset	54
4.3. Tutkimukseen liittyvät epävarmuudet ja parannusehdotukset	55
4.4. Yleisiä huomioita tutkimuksen tuloksista	57
4.5. Tutkimuksen tulosten hyödyntäminen	59
5. Kiitokset	61
6. Tutkimusprosessiin osallistuneet	61
7. Lähteet	62

1. Johdanto

1.1. Metsät kaupungissa

Suomessa metsät ovat merkittävä osa luontoa, suosittuja virkistyskohteita, sekä tärkeitä monimuotoisuuden ylläpitäjiä. Metsät peittävät noin 86 % maamme maapinta-alasta ja ovat hallitsevia myös kaupunkien viherverkostoissa (Tyrväinen ym. 2005). Kaupungeissa metsät ovat olennainen osa niin ihmisten hyvinvoinnin ylläpitoa, lajien ja elinympäristöjen elinvoimaisuuden säilyttämistä, kestäväää kaupunkirakennetta kuin ilmastonmuutokseen sopeutumista (Elmqvist ym. 2015). Lisäksi metsäisyys vaikuttaa positiivisesti sekä kiinteistöjen houkuttelevuuteen ja hintaan, että kaupungin talouteen muun muassa turismin kautta (Tyrväinen ym. 2005).

Kaupunkimetsät ovat kaupungeissa tai niiden välittömässä läheisyydessä sijaitsevia, pääosin luontaisesta metsäkasvillisuudesta koostuvia metsäisiä alueita, joita käytetään metsätuotannon sijaan pääasiallisesti virkistykseen (Lehvävirta 1999, Lehvävirta & Rita 2002, Konijnendijk 2003). Lehvästö on avoimempaa ja pienet lehtipuut (> 50 cm korkeudeltaan ja < 5 cm ympärysmitaltaan) ovat kaupunkimetsissä yleisempiä kuin samanlaisissa maalaismetsissä (Malmivaara-Lämsä ym. 2008b). Jatkuva monistressitilanne tekee kaupunkimetsistä ainutlaatuisia ympäristöjä (Vierikko ym. 2014). Voimakas ihmisvaikutus, sekä metsälaikkujen pirstoutumisesta ja pienestä koosta johtuva voimakkaampi reunavaikutus ja sen aiheuttamat muutokset maaperän ominaisuuksissa, sekä valo-, lämpö- ja tuuliolosuhteissa, vaikuttavat kaupunkimetsien lajistoon (Malmivaara-Lämsä 2008a, Hamberg ym. 2009, Lehvävirta ym. 2014). Muutokset abioottisissa tekijöissä suosivat valoa ja tuulta sietäviä lajeja. Liikenteen ja lemmikkien jätösten aiheuttama typpilisäys voi muuttuvan ravinnetilanteen seurauksena vaikuttaa merkittävästikin lajiston rakenteeseen (Vierikko ym. 2014). Lisäksi kaupunkimetsiin voi kulkeutua uusia kilpailevia lajeja metsänkäyttäjien mukana.

1.1.1. Kaupunkimetsät asukkaiden hyvinvoinnin ja luontosuhteen ylläpitäjinä

Kaupungin viheralueilla on suuri merkitys asukkaiden fyysiseen ja henkiseen hyvinvointiin (De Vries ym. 2003, Harting ym. 2003, Neuvonen ym. 2007, Korpela ym. 2010). Ympäröivien viheralueiden määrä korreloi positiivisesti koetun terveyden kanssa (De Vries ym. 2003). Hyvinvointi metsän läheisyydessä kumpuaa luonnon näkemisestä ja kokemisesta, sekä lisääntyvästä ulkoilusta ja fyysisestä aktiivisuudesta (De Vries ym. 2003). Luonnonläheinen ympäristö lievittää stressiä ja ulkoilu raittiissa ulkoilmassa parantaa terveyttä ja lisää elinvoimaisuutta (Tyrväinen ym. 2005, 2007 ja 2014, Ryan ym. 2010). Rentoutuminen on tehokkaampaa luonnonläheisessä kuin rakennetussa ympäristössä (Hauru ym. 2012a, Tyrväinen ym. 2014). Ympäröivä luonto ja sen monimuotoisuus ovat yhteydessä ihmiskehon immunologiaan ja sitä kautta terveyteen (Von Hertzen ym. 2011). Kaupunkimetsät vaikuttavat kaupunkilaisten terveyteen positiivisesti myös pitkällä tähtäimellä tarjotessaan kansalaisille mahdollisuuksia liikkua luonnossa. Ulkoilu on suomalaisille tärkein ja ominaisin tapa harrastaa liikuntaa (Neuvonen ym. 2007), ja useimmille mieluisin paikka virkistymiseen kaupungissa on kaupunkimetsä (Korpela ym. 2010). Metsäntuntu, rauhallisuus ja luonnollisuus olivat yleisimmät ominaisuudet mieluista lähiluontokohdetta kuvatessa (Tyrväinen ym. 2007). Virkistäytymismahdollisuudet, yhteys luontoon, stressin lievitys ja esteettiset kokemukset tekevät metsistä ja niiden läheisyydestä tärkeitä suomalaisille (Tyrväinen ym. 2007).

Asutuksen keskittyessä kaupunkeihin ihmisen kosketus luontoon vähenee ja luontosuhde heikkenee (Turner ym. 2004, Miller 2005, Soga & Gaston 2016). Asutus kaupungeissa on keskittynyt alueille, joilla luonnon monimuotoisuus on köyhää (Turner ym. 2004). Kaupunkimetsien rooli ihmisen ja muun luonnon siteen säilyttäjänä on korvaamaton niiden tarjotessa luonnontuntua ja luontokokemuksia kiireisen arjen keskellä muuten keinotekoisessa ympäristössä (Miller 2005, Tyrväinen ym. 2005), ja etenkin lapsuuden luontokokemukset luovat pohjan loppuelämän luontokäsitykselle (Bixler ym. 2002, Kahn & Kellert 2002, Lehvävirta 2007). Lapsena luonnossa vietetty aika vaikuttaa luonnossa liikkumiseen,

kiinnostukseen luontoa kohtaan ja ympäristönsuojeluhaluun vielä aikuisiällä (Bixler ym. 2002, Thompson ym. 2008). Suomen luonnonsuojeluliiton Koulumetsät arvoonsa- hanke vuosina 2012-2013 pyrki edistämään metsien hyödyntämistä koulujen ja päiväkotien toiminnassa (Sahi 2014b). Kaupunkimetsien käyttö opetusympäristöinä onkin nykyisin yleistä Suomessa (Hintsanen 2018, Sahi 2014a).

Terveysvaikutusten saavuttaminen ja luontosuhteen syventyminen vaativat suoraa kosketusta luontoon. Helposti saavutettavat kaupunkimetsät tarjoavat kaupunkilaisille hyvät mahdollisuudet luonnossa kulkemiseen, toimimiseen ja oleskeluun. Metsän käytöstä seuraa sekä muutoksia metsäekosysteemiin, kuten kasvillisuuden ja metsäpojan kulumista, että tarve ymmärtää ihmistoiminnan seurauksia mm. metsän uudistumiselle. Tästä ymmärryksestä voi kummuta halu suojella metsäekosysteemiä ja kehittää käytäntöjä joiden avulla voidaan turvata metsien uudistuminen silloinkin, kun käyttöpaine on kova.

1.1.2. Kaupunkimetsien monimuotoisuus

Eurooppalaiset kaupungit ovat suuressa mittakaavassa tarkasteltuna lajistoltaan jopa ympäröiviä alueita monimuotoisempia (Araújo 2003, Fornal-Pieniak ym. 2019). Kaupunkimetsät ovat avainasemassa alueen monimuotoisuuden ylläpidossa (Gundersen ym. 2005, Alvey 2006), ja metsälaikkuja sisältävä kaupunkirakenne on oivallinen monimuotoisuuden säilyttämiselle (Ranta & Viljanen 2011). Kaupunkeja on yleisesti perustettu hedelmälliselle maaperälle, minkä lisäksi ihmistoiminnan aikaansaama heterogeeninen maisemarakenne, sekä vieraslajit lisäävät kaupunkimetsien monimuotoisuutta (Araújo 2003, Duguay ym. 2007). Vaikka kaupungistuminen suosii usein vieraslajeja ja karsii alkuperäislajeja aiheuttaen lajiston homogeenisyyttä, on boreaalinen metsä kuitenkin vaikea ympäristö vieraslajeille (Ranta & Viljanen 2011). Suomessa kaupungistuminen ei ole tähän mennessä vaikuttanut merkittävästi lajien häviämiseen (Rassi 2010). Helsingissä 100 vuoden aikana 1100 lajista hävisi vain 37 (Kurtto ja Helynranta

1998). Suomalaiset kaupunkimetsät ovat kasvilajistoltaan rikkaita. Lehvävirta & Rita (2002) kartoittivat kaupunkimetsissä sijaitsevilta tutkimusaloilta 23 eri puulajia. Rannan ym. (2013) aineistossa alkuperäiskasvien lajimäärä kaupunkimetsässä nousi 7 % ja vieraslajien 19 % 20:n vuoden tutkimusjakson aikana. Kotimaisten putkilokasvien määrä kaupunkialueella korreloi positiivisesti lisääntyvän metsäalan kanssa ollen korkeimmillaan esikaupunkialueiden metsissä (Ranta & Viljanen 2011).

1.1.3. Kestävä kaupunkirakenne

Jo nyt yli puolet maailman väestöstä asuu kaupungeissa, ja kaupunkilaisten osuuden ennustetaan kasvavan 66 %:iin vuoteen 2050 mennessä (UN 2014). Suomen väestöstä kaupunkilaisia on 84 % (UN 2014). Helsingin alueelle ennustetaan muuttavan 270 000 uutta asukasta vuoteen 2040 mennessä (MDI 2019). Asutuksen keskittyessä kaupunkeihin niiden ympäristövaikutukset kasvavat, jolloin kaupunkien viheralueet, kaupunkimetsän mukaan lukien ovat entistä merkittävämpiä globaalissa mittakaavassa.

Kaupunkimetsien tuottamat ekosysteemipalvelut ovat korvaamattoman tärkeitä ja vaikuttavat koko kaupungin toimintaan, eivätkä suinkaan rajoitu virkistykseen ja luonnon monimuotoisuuden ylläpitoon, vaan kaupunkimetsät tarjoavat myös oleellisia sääteleviä ja tukipalveluita (Yli-Pelkonen 2013). Ne vaikuttavat keskeisesti mm. vesitaseen hallintaan valunnan vähentyessä veden sitomisen, suodattamisen ja haihdunnan myötä, sekä paikallisilmastoon varjostavan, viilentävän ja tuulta vähentävän vaikutuksensa ansiosta (Burian & Pomeroy 2010, Silvennoinen ym. 2017). Tärkeimpiä kaupunkimetsien ekosysteemipalveluja edellä mainittujen lisäksi ovat muuan muassa ilmansuodatus ja melunhallinta (Bolund ja Hunhammar 1999). Viheralueet luovat linkin rakennetun ja rakentamattoman ympäristön välille toimien samalla osana suurempaa vihervyöhykettä, joka on tärkeä monimuotoisuuden turvaamiselle (Fornal-Pieniak ym. 2019). Etenkin tiivistyvässä kaupungissa viheralueiden määrä, laatu, laji ja saavutettavuus ovat

entistä suurempi osa maankäytön suunnittelua (Tyrväinen ym. 2007). Metsän uudistumisen edellytysten turvaaminen on avainasemassa ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi myös tuleville kaupunkilaissukupolville.

1.2. Helsingin kaupunkimetsät

Suomi sijaitsee luonnontieteellisesti alueella, jossa metsien pääpuusto koostuu kuusista (*Picea abies*) ja männyistä (*Pinus sylvestris*) (Gundersen & Frivold 2008). Lehtipuulajeja Suomessa esiintyy luontaisena 27, joista etenkin koivut (*Betula pubescens*, *Betula pendula*), haapa (*Populus tremula*), harmaaleppä (*Alnus incana*), kasvavat yleisesti havumetsien sekapuustona (Gundersen & Frivold 2008, Metla 2011).

Suomessa kaupunkimetsät ovat usein jäänteitä kaupungistumista edeltäneeltä ajalta. Kaupunkirakenteen tiivistymisen myötä kaupunkialueiden metsät ovat vähentyneet, mutta niiden lajirunsaus on kasvanut. Helsingin nopea kaupungistuminen 1900-luvun alkupuolella karsi puustoa kovalla kädellä, mutta samaan aikaan kuvaan tulivat hoidetut viheralueet. Helsingin kaupunkimetsien puuston lajikoostumukseen ovat vaikuttaneet niin maailmasota kuin rautatien rakentaminenkin. Ennen kaupungistumista aluetta hallinneiden havupuiden rinnalle metsien puustossa paikkansa ovat vakiinnuttaneet lehtipuut. (Tikkanen ym. 1997) Nykypäivänä Helsingin kaupunkimetsissä etenkin pihlaja (*Sorbus aucuparia*) on vahva menestyjä (Lehvävirta & Rita 2002).

Helsinki on 22 %:n metsäalallaan keskimääräistä eurooppalaista kaupunkia metsäisempi (Vierikko ym. 2014), ja alueen kaupunkimetsät ovat helposti saavutettavissa. Suurin osa Helsingin kaupunkimetsistä on alle 10 hehtaarin kokoisia ja pirstoutuneita, sijaiten rakennusten keskellä, minkä vuoksi niiden uudistuminen on jo nyt uhattuna (Vierikko ym. 2014). Mitä pirstoutuneempi metsä, sitä vaikeampaa uudistumisen turvaaminen ja metsälajiston monimuotoisuuden säilyttäminen ovat (Tyrväinen ym. 2005). Jos metsäala pienenee ja pirstoutuu

entisestään kaupungistumisen jatkuessa ja kaupunkirakenteen tiivistyessä, ovat metsien tuottamat kaupunkilaisille tärkeät ekosysteemipalvelut vaarassa (Niemelä ym. 2010). Kaupunkirakenteen tiivistyessä ja viheralueiden jäädessä rakentamisen jalkoihin jäljelle jäävien viheralueiden merkitys, ja samalla käyttöpaine, kasvaa (Lehvävirta 1999). Lisääntyneestä käyttöpaineesta aiheutuu usein viheralueiden ylikulutusta, ruuhkautumista, sekä haittaa luonnolle (Tyrväinen ym. 2005).

1.3. Kaupunkimetsien virkistyskäytön aiheuttama kuluminen

Kaupunkimetsät sijaitsevat asutuksen läheisyydessä ja ovat helposti saavutettavissa, minkä vuoksi niiden virkistyskäyttö on huomattavasti maalaismetsiä runsaampaa (Arneberger 2006). Asukastiheys metsien ympärillä korreloi positiivisesti metsänpohjan kuluneisuuden kanssa (Lehvävirta 1999, Malmivaara ym. 2002, Hamberg ym. 2009) ja kodin läheisyydessä sijaitsevia viheralueita käytetään kaukaisempia kohteita ahkerammin (Neuvonen ym. 2007). Jokamiehenoikeuksien myötä metsien käyttö on Suomessa hyvin vapaata ja lisäksi Helsingin kattavat liikenneyhteydet tekevät alueen kaupunkimetsistä helposti saavutettavia.

Neuvosen ym. (2007) tutkimuksen helsinkiläisistä koehenkilöistä 97 % vietti aikaa kodin läheisyyden ulkoilualueilla tyypillisimmin kävellen, pyöräillen, holkaten, koiria ulkoiluttaen ja lasten kanssa ulkoillen. Suomalaiset käyvät kaupunkimetsässä keskimäärin 72-110 kertaa vuodessa ja viettävät siellä kerralla tunnin tai puoli (Tyrväinen 1999). Tyrväisen (1999) tutkimukseen vastanneista 80 % kävi lähialueiden kaupunkimetsissä kahdesta kolmeen kertaa viikossa kesällä ja 70 % yhtä usein talvella. Helsingin kaupunkimetsissä vilkkaimmilla alueilla metsäncäyttö on todella runsasta. Kohtala (2008) raportoi 14 tunnin havaintojaksolla peräti 320 kulkukertaa hehtaarilla.

Jo vuonna 1977 Kellomäki raportoi metsäncäyttäjien poikkeavan poluilta metsään etenkin marjoja ja sieniä poimimaan, sekä vaihtelun vuoksi. Kohtala (2008)

raportoi merkityiltä reiteiltä poistumisen syiksi oikaisun ja koiran ulkoiluttamisen rauhallisemmassa ympäristössä. Korpilo ym. (2018b) tutkivat metsänkäyttäjien käyttäytymistä älypuhelimista ladatun paikkatiedon ja verkkokyselyn avulla. Yleisimmin metsään, pois rakennetulta ulkoilutieverkostolta, houkuttelivat poikkeamaan luonnonkauniit maisemat, ympäristön tutkiminen, sekä eläinten ja kasvien tarkkailu. Eri metsänkäyttäjryhmät erosivat kumminkin sen suhteen miksi ja miten usein ne poikkesivat maastoon, pois rakennetuilta ulkoilureiteiltä. Juoksijat ja pyöräilijät pysyttelivät useimmiten rakennetuilla reiteillä tai niiden lähistöllä, poiketen poluilta oikoakseen, tutkiakseen ympäristöä ja kauniin maiseman vuoksi. Maastopyöräilijät poikkesivat metsään vakiintuneille epävirallisille poluille niiden maasto-ominaisuuksien houkuttelemina. Kävelijät poikkesivat rakennetuilta reiteiltä epäsäännöllisesti kauniiden maisemien ja oikoteiden vuoksi. Koiranulkoiluttajia rakennetun reitistön ulkopuolelle ajoi muiden ulkoilijoiden kohtaamisen välttäminen sekä halu ulkoiluttaa koira metsän siimeksessä. Myös marjan- ja sientenpoimijat, sekä lapset ovat käyttäjäryhmiä, joiden kulku metsässä suuntautuu pois rakennetuilta ulkoilureiteiltä.

1.4. Kaupunkimetsän uudistuminen

Kaupunkimetsät ovat luontaisen dynamiikan sekä jatkuvan, voimakkaan virkistyskäytön ja metsänkäsittelyn muokkaamia kokonaisuuksia. Virkistyskäyttö on merkittävä osa kaupunkimetsän ekologiaa ja voi vaikuttaa merkittävästi metsän uudistumiseen (Lehvävirta ym. 2004). Kulutusta sietävät ja tallaukselta suojassa kasvamaan kykenevät lajit selviytyvät kaupunkimetsäolosuhteissa hyvin ja muodostavat todennäköisesti tulevan latvuspuuston (Lehvävirta ym. 2004). Eri puulajeille sopivien kasvupaikojen tunnistaminen on olennaista, jos tulevaisuuden puustosta halutaan monimuotoista.

Kaupunkimetsissä tiivis virkistyskäyttö rakennettujen ulkoilureittien ulkopuolella on haitaksi metsän uudistumiselle (Lehvävirta ym. 2014). Taimet voivat vahingoittua suoraan tallauksesta (Lehvävirta 2002, Hauru ym. 2012b), tai

uudistuminen voi häiriintyä tallauksen epäsuorien vaikutusten, kuten maaperän tiivistymisen myötä (Lehvävirta ym. 2014). Muodostuneiden polkujen haitallinen vaikutus voi ulottua useiden metrien päähän itse polusta (Hamberg ym. 2008, Lehvävirta ym. 2014). Toisinaan vähäisestä määrästä tallausta voi olla hyötyä joidenkin puulajien kasvuun lähdölle kilpailua aiheuttavan kasvillisuuden kulumisen myötä (Lehvävirta ym. 2014).

Taimien spatiaalinen jakautuminen määräytyy varttuneiden oman lajin ja muiden lajien puiden, siementen leviämisen, sekä ympäristön heterogeenisyyden mukaan (Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2012b). Myös kulutus ja sitä ohjaavat esteet voivat vaikuttaa merkittävästi taimien spatiaaliseen jakautumiseen ja vastaavasti puuston uudistumiseen (Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2014). Tallauspaineen kasvaessa taimia on vähemmän, ne kasvavat ryhmittäin, ja puiden, sekä muiden kulutukselta suojaavien esteiden läheisyydessä (Hauru ym. 2012b, Lehvävirta ym. 2004). Hauru ym. (2012b) osoitti, ettei perinteisestä metsätutkimuksesta tuttu aukkoteorია päde voimakkaan kulutuksen alaisissa kaupunkimetsissä, vaan taimet esiintyvät satunnaisesti puiden suhteen. Avoin kasvutila ei ole kaupunkimetsässä suotuisa taimettumiselle, jos tallaukselta suojaavia esteitä ei ole (Lehvävirta ym. 2004). Koska tallatuksi tulemiselta välttyminen on olennainen osa lajien selviytymistä kaupunkimetsissä, suojaava tarjoavat esteet voivat olla tärkeitä tulevaisuuden puuston muodostumisen kannalta (Lehvävirta ym. 2004).

1.5. Metsänkäsittely

Helsingin metsiä on hoidettu nykyisellään virkistykseen käytettävänä kaupunkimetsinä 1890-luvulta lähtien (Saukkonen 2011). Metsänkäsittelyn puolesta argumentoidaan turvallisuuden ja esteettisyyden säilyttämiseksi, kun taas ekologiset arvot puoltavat mahdollisimman vähäistä hoitamista. Metsänhoito vaatii resursseja, joten mahdolliset toimenpiteet on tehtävä harkiten ja huolella. Kaupunkimetsien hoidossa voitaisiin Lehvävirran (2007) mukaan luottaa enemmän luonnolliseen dynamiikkaan, ja keskittää hoitotoimenpiteitä enemmän mm. roskien

keräämiseen, polkujen rakentamiseen ja informaation jakamiseen esimerkiksi erilaisten kylttien ja kampanjojen avulla. Puuston luontaisen uudistumiskyvyn turvaaminen on luonnollisesti avainasemassa silloin, kun metsänhoidossa tavoitellaan metsän omien prosessien tukemista. Metsänhoito jyrää usein alleen luonnollisen dynamiikan, mikä puolestaan vähentää metsälaikun monimuotoisuutta (Lehvävirta ym. 2004). Jos esimerkiksi lahoppuuta ei ole riittävästi tarjolla kaupunkimetsissä, on vaarana lahoppuusta riippuvaisten lajien, kuten kuusen vähentyminen (Hofgaard 1993, Kuuluvainen & Juntunen 1998, Kuuluvainen & Kalmari 2003). Lahoppuun puute on merkittävimpiä syitä lajien uhanalaisuuteen ja häviämiseen Suomessa (Hyvärinen ym. 2019). Hoidetuilla metsäaloilla lahoppuun määrä on nykyisin vähäistä aktiivisten harvennusten, hakkuiden ja kaatuneiden puiden korjuun vuoksi (Lehvävirta 2007). Kaupunkimetsien jatkuva käsittely harvennuksineen ja lahoppuun poistamisineen voi myös osaltaan mahdollistaa voimakkaan virkistyskäytön aiheuttamaa kulumista, kun metsänkäyttäjien kulkua ohjaavia esteitä karsitaan (Lehvävirta 1999).

Eri puulajien uudistumiseen vaikuttavien tekijöiden tunteminen on olennainen osa kaupunkimetsän hoitoa ja antaa myös viitteitä tulevaisuuden puuston koostumuksesta (Lehvävirta 2007, Jankovska ym. 2015). Koska virkistyskäytöllä on kaupunkimetsissä olennainen rooli, myös kansalaisten tarpeet ja mieltymykset määrittelevät kaupunkimetsien säilymistä. Kaupunkimetsien on vastattava virkistystarpeeseen, mutta samalla säilytettävä uudistumiskykynsä.

1.6. Maapuut ja muut luonnolliset esteet

Virkistyskäytön aiheuttama kuluminen on haitaksi puuston uudistumiselle (Lehvävirta & Rita 2002). Koska tallauksen vaikutukset voivat ulottua jopa kahdeksan metrin päähän metsään muodostuneesta polusta (Hamberg ym. 2008), olisi metsän elinvoimaisuuden kannalta olennaista pyrkiä rajoittamaan polkujen leviämistä laaja-alaisiksi. Jo Kellomäki (1977) oli huolissaan tallauksen aiheuttamista muutoksista metsissä, ja ehdotti ratkaisuksi ulkoilun kanavointia

merkityille reiteille. Poikkeaminen merkityiltä ulkoilureiteiltä on kuitenkin yleistä ja tapahtuu monista syistä, minkä vuoksi metsänkäyttäjien kulkua on kanavoinnin lisäksi tarpeellista ohjata myös konkreettisin estein. Kaupunkimetsissä puuston uudistuminen vaatii paitsi kasvutilaa, myös kulutukselta suojaavia esteitä. Kulumisen ja esteiden sijainti määrittävät metsälaikun horisontaalisen rakenteen tulevaisuudessa, minkä vuoksi esteitä voitaisiin käyttää metsänhoidon työkaluina (Lehvävirta ym. 2004).

Kaupunkimetsän elinvoimaisuuden ja uudistumiskyvyn tukemisen on tapahduttava virkistysarvoa olennaisesti laskematta ja virkistyskäyttöä rajoittamatta. Metsänkäyttäjien kulkua olisi pystyttävä ohjaamaan ilman että se koetaan liian määrääväksi. Keinotekoiset esteet eivät useinkaan ole mieluista vaihtoehto niiden silmiinpistävyyden ja kustannusten vuoksi. Erilaiset metsänpohjan elementit, kuten suuret kivet, maapuut, korkeat kannot, sekä tiheiköt voivat toimia esteinä rajaten kulkureittien leviämistä ja sitä kautta tarjota suojaa taimille (Lehvävirta 1999). Luonnolliset elementit ovat ilmaisia, tai ainakin edullisia ja sulautuvat metsäiseen maastoon. Luonnolliset esteet, kuten suuret kivet, taimitiheiköt ja maapuut, eli metsän pohjalle kaatuneet tai kaadetut puut (Kuva 1), voivat tarjota suojaa uudistumiselle keskittämällä kulumista, kun taas esteiden puuttuessa polut voivat levitä hallitsemattomasti ja metsänpohja kulua kauttaaltaan (Lehvävirta 1999, Hauru ym. 2014). Maapuut myös koetaan esteettisesti miellyttäväksi osaksi metsää ja sopiviksi kulunohjaajiksi (Kohtala 2008, Hauru ym. 2014). Kovan kulutuspaineen alaisilla alueilla taimet menestyvät paremmin ja ovat runsaampia näiden esteinä toimivien elementtien läheisyydessä (Lehvävirta ym. 2004). Maapuiden on aiemmin osoitettu vähentävän polkujen peittävyyttä (Lehvävirta 1999), sekä edistävän puun taimien selviytymistä (Lehvävirta ym. 2004, Ettinger ym. 2017) kovan kulutuksen alaisilla metsälaikuilla.

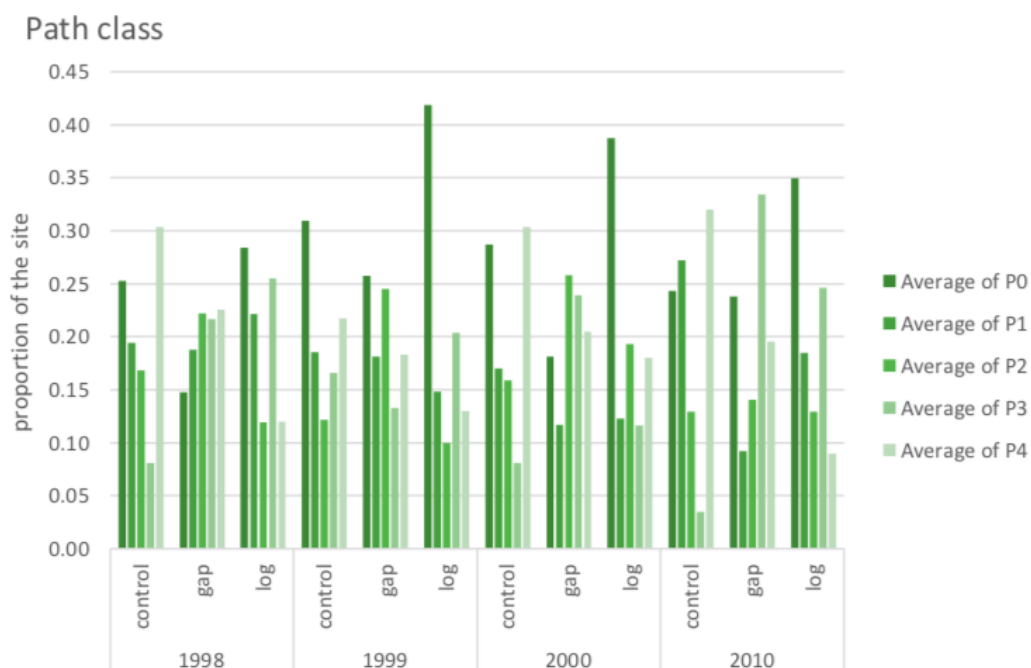


Kuva 1. Maapuu kuluneen polun vierellä. Kuva otettu Helsingin keskuspuistossa heinäkuussa 2014, kuvaaja Marja Penttinen.

Esteenä toimimisen lisäksi maapuut tarjoavat uudistumiselle suotuisia mikrohabitaatteja (Hofgaard 1993, Kuuluvainen & Juntunen 1998, Kuuluvainen & Kalmari 2003, Lehvävirta ym. 2004), joita on kovan kulutuspaineen alaisissa kaupunkimetsissä hyvin vähän (Ettinger ym. 2017). Maapuu on turvallinen ja metsänkäyttäjien hyväksymä (Hauru ym. 2014) lahopuun muoto. Lahopuu on merkki luonnollisuudesta ja monimuotoisuudesta (Metla 2009, MCPFE 2015). Suomen metsälajeista arviolta 20-25 % on riippuvaisia lahopuusta jossain vaiheessa elinkaartaan (Siitonen 2001). Yksittäinen maapuu säilyy merkittävänä uudistumispaikkana jopa 150 vuoden ajan (Hofgaard 1993). Lahopuu on luonnollinen osa metsän kiertokulkua, ja luonnollisen dynamiikan säilyttäminen hyväksi kaupunkimetsän virkistysarvolle, monimuotoisuudelle, sekä vähentää metsänhoidon kuluja (Greene ym. 1999, Kuuluvainen & Laiho 2004, Lehvävirta 2007). Useat tutkimukset (mm. Lehvävirta 1999, Lehvävirta & Rita 2002, Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2014, Ettinger ym. 2017) puoltavatkin maapuiden jättämistä metsään, niiden biologis-ekologisen ja kulkua ohjaavan vaikutuksen

vuoksi. Maapuiden jättäminen metsään monimuotoisuutta parantamaan on myös osa Helsingin luonnonhoidon linjausta (Saukkonen 2011).

Maapuiden tehokkuutta esteinä virkistyskäytön aiheuttamaa metsänpohjan kulumista vastaan on tutkittu aikaisemminkin, joskin vain vähän, osana laajempaa otantaa ja pienessä mittakaavassa. Lehvävirta ym. (2004) osoittivat luonnolliset esteet toimiviksi sekä 50 cm:n etäisyydellä esteestä, että suuremmalla 30 m²:n alalla. Lisäämällä esteitä kulumisen vaikutukset voivat vähentyä jopa 50 % (Lehvävirta ym. 2004) ja niiden avulla metsänkäyttäjien kulkua voidaan ohjailla herkkien, sekä metsän uudistumiselle suotuisien paikkojen suojelemiseksi. Penttinen (2017) tutki pro gradu-tutkielmassaan maapuun vaikutusta metsänpohjan kulumiseen käyttäen samoja tutkimusaloja kuin tässä tutkimuksessa käytetään, ja havaitsi maapuiden vähentävän tallauksen aiheuttaman kuluneen metsänpohjan osuutta, sekä lisäävän kulumattoman metsänpohjan osuutta tutkimusaloilla. Maapuualoilla (log) kuluneisuusluokan P0 (ei kulumista) osuus tutkimusalan pinta-alasta oli vuosina 1999, 2000 ja 2010 huomattavasti suurempi kuin kontrolli (control)- tai menetelmäkontrollialoilla (gap) samoina vuosina, tai maapuualoilla vuonna 1998 (Kuva 2.) Maapuun läheisyydessä oli eniten tallaamatonta metsänpohjaa ja vähiten hyvin kulunutta metsänpohjaa. Tämä suojaava vaikutus näytti ulottuvan 1,6 metrin etäisyydelle maapuusta, joskaan se ei ollut tilastollisesti merkitsevä.



Kuva 2. Kuluneisuusluokkien (P0-P4) keskimääräiset osuudet tutkimusaloilla käsittelyittäin (control, gap, log) vuosina 1998, 1999, 2000 ja 2010. Kuva Marja Penttisen gradusta.

Aikaisempien tutkimusten tulokset ovat olleet viitteellisiä, eikä yksityiskohtaista tietoa maapuun vaikutuksesta puuston uudistumiseen intensiivisen virkistyskäytön metsäaloilla ole tähän mennessä julkaistu. Onkin edelleen ajankohtaista selvittää, onko maapuiden avulla mahdollista ohjata kulkua ja tukea puuston uudistumista voimakkaasti tallatuilla metsäaloilla, missä siihen olisi eniten tarvetta.

1.7. Tutkimuksen tavoitteet, kysymykset ja hypoteesit

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää, onko maapuilla mahdollista vähentää ja keskittää metsänpohjan kulumista ja tukea näin metsän uudistumista. Tutkielmassani tutkin maapuun vaikutusta metsälaikun taimettumiseen voimakkaasti tallatuilla metsäaloilla. Tarkastelun kohteena on sekä eri tavoin käsitellyt tutkimusalat kokonaisuudessaan, että maapuun läheisyyden vaikutus taimien esiintymiseen.

Taimettumisen oletettiin olevan runsaampaa tutkimusaloilla, joille oli kaadettu suurikokoinen kuusi ja jätetty se maapuuksi. Tämä oletamus perustui havaintoihin maapuun metsänpohjan kulumista vähentävästä vaikutuksesta (Lehvävirta 1999, Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2014). Maapuun oletettiin vaikuttavan taimien määrään positiivisesti myös suoraan tarjoamansa kasvupaikan myötä (Hofgaard 1993, Kuuluvainen & Juntunen 1998, Kuuluvainen & Kalmari 2003, Ettinger ym. 2017).

Tutkimuskysymykset ovat:

- Minkälaisia muutoksia eri puulajien taimissa oli havaittavissa tutkimusaloilla vuodesta 1998 vuosiin 2000 tai 2010 mennessä?
- Oliko tutkimusalalla suoritetulla maapuu-, aukko-, tai kontrollikäsitteilyllä (kuva 4) vaikutusta tutkimusalojen taimettumiseen vuosina 2000 ja 2010?
- Vaikuttiko etäisyys maapuusta taimi-intensiteettiin maapuualojen sisällä?

2. Materiaalit ja menetelmät

2.1. Tutkimusasetelma

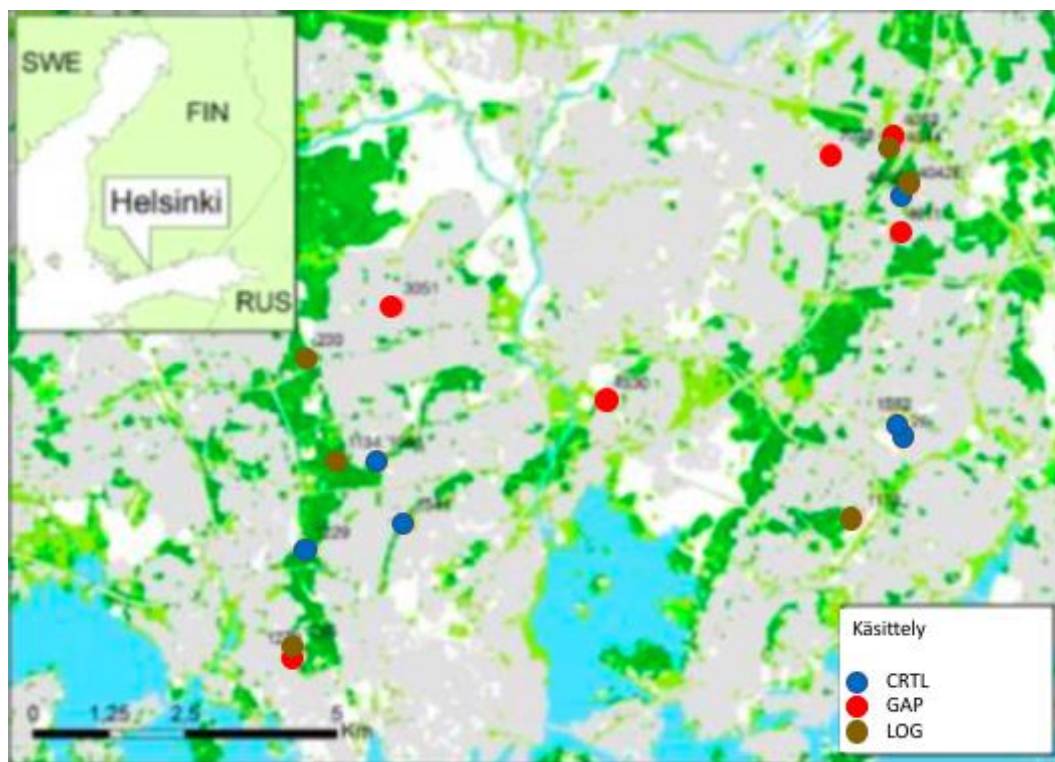
2.1.1. Tutkimusalat

Tutkimusalat (Taulukko 1, Kuva 3) sijaitsivat Helsingissä hemiborealisella kasvillisuusvyöhykkeellä (Ahti ym. 1968) ja edustivat tuoretta *Myrtillus*- eli mutikkatyypin (MT) metsää, jonka uudistumisen on havaittu kärsivän voimakkaasta kulutuksesta. Suurin osa Helsingin kaupunkimetsistä edustaa juuri tätä metsätyyppiä. Tutkimusaloilla metsä oli pääpuustoltaan vähintään 85-vuotiaista kuusimetsää, jossa aluskasvillisuus oli voimakkaasti kulunut, eikä merkkejä viimeaikaisista metsänhoitotoimenpiteistä ollut havaittavissa. Tutkimusalat arvioitiin visuaalisesti verrannollisiksi kasvillisuuden ja maaston

tasaisuuden suhteen, eikä niillä ollut ennestään huomattavissa määrin luonnollisia esteitä. Myös virkistyskäytön aiheuttama kuluneisuus pyrittiin saamaan mahdollisimman yhteneväiseksi tutkimusalojen välillä.

Taulukko 1. Tutkimusalojen koodit sekä sijainnit Helsingissä käsittelyittäin.

LOG		GAP		CTRL	
230	Maununneva	1295	Laakso	26	Kontula
1134	Maunulanpuisto	3051	Paloheinä	1098	Maunula
1178	Myllypuro	4011	Jakomäki	1229	Kivihaka
1279	Ruskeasuo	4052	Jakomäki	1541	Käpylä
4044	Jakomäki	4530	Pihlajamäki	1582	Kontula
4042E	Jakomäki	7028	Suutarila	4042W	Jakomäki



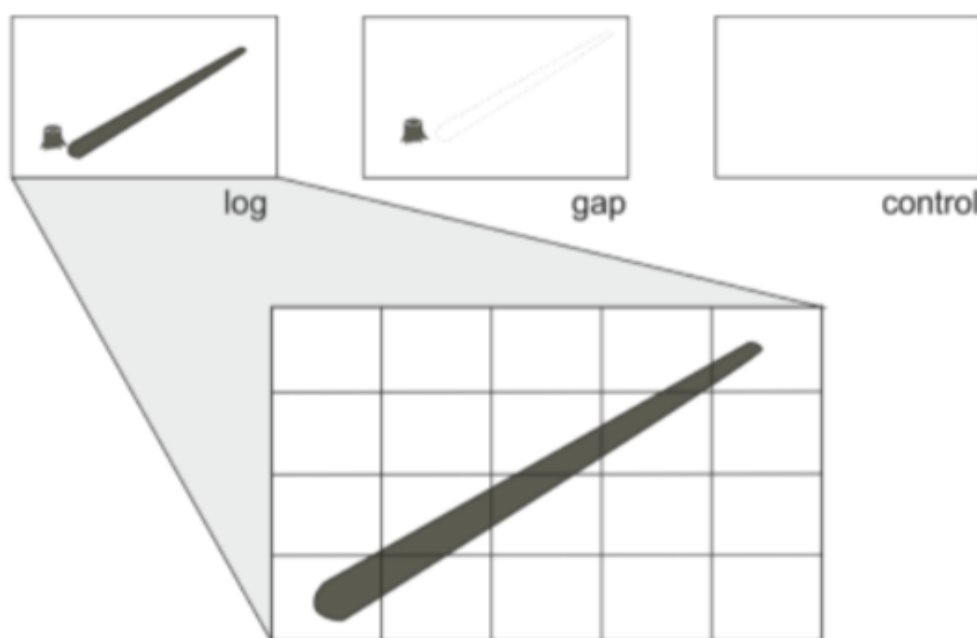
Kuva 3. Tutkimusalojen sijainnit kartalla. Kontrollialat (CTRL) on merkitty sinisellä, proseduurikontrollialat (GAP) punaisella ja maapuualat (LOG) ruskealla.

Kutakin käsittelyä kohden valittiin kuusi tutkimusalaa, jotka olivat kooltaan 225-550 neliometriä ja muodoltaan suorakaiteisia, joskin mittasuhteiltaan vaihtelevia. Kunkin tutkimusalan tarkka muoto määräytyi sen mukaan, että saatiin rajattua

mahdollisimman yhtenäinen kuluneen metsän tutkimusala, jolle olisi mahdollista kaataa isokokoinen (rinnankorkeusläpimitta ≥ 23 cm) kuusi esteeksi. Yhteensä näiden 18 tutkimusalan kokonaispinta-ala oli 6075 m².

2.1.2. Aineiston kuvaus

Vuonna 1998 tutkimusaloilta kerättiin ensimmäinen, käsittelyjä edeltävä aineisto, minkä jälkeen toteutettiin käsittelyt (Kuva 4). Kuudella tutkimusalalla kaadettiin puu tai kaksi keskelle tutkimusalaa, jolloin lehvästöön muodostui aukko ja metsän pohjalle maapuusta luonnollinen este (log-käsittely). Toisella kuudella tutkimusalalla luotiin ainoastaan aukko lehvästöön kaatamalla puu ja poistamalla se tutkimusalalta (gap-käsittely). Tämä käsittely toimi menetelmäkontrollina mallintamassa lehvästöaukon aiheuttaman lisääntyneen valon vaikutusta. Viimeiset kuusi tutkimusalaa jätettiin koskemattomiksi kontrollialoiksi (control-käsittely).



Kuva 4. Tutkimusaloilla suoritettut käsittelyt. Maapuukäsittelyssä (log) ja proseduurikontrollikäsittelyssä (gap) tutkimusaloille kaadettiin puu. Proseduurikontrollialoilta puu poistettiin. Kontrollialoilla (control) ei suoritettu käsittelyä.

Tutkimusaloilta kerättiin aineisto uudelleen vuosina 2000 ja 2010 merkitsemällä millimetripaperille piirretylle ruudukkokartalle taimet, puut, maapuut, sekä peitteisyyslohkot. Kartoittamisen helpottamiseksi tutkimusala rajattiin ja ruudukoitiin narun avulla 5x5m ruutuihin. Taimet ja puut merkittiin viiden cm:n tarkkuudella. Taimina kenttälomakkeeseen merkittiin alle 200 cm korkuiset puuyksilöt ja niistä tiedot lajista, korkeudesta ja kunnosta. Taimiryminä merkittiin alle 200 cm puuyksilöiden ryhmät, jotka olivat niin lähekkäin, että niitä oli hankala merkitä yksittäin. Puista (< 200 cm korkuiset puuyksilöt) tallennettiin lajitiedot sekä ympärysmitta rinnankorkeudelta. Isot puut (≥ 5 cm dbh) kartoitettiin myös viiden metrin etäisyydeltä tutkimusalojen reunoilta, jotta näiden puiden mahdollinen vaikutus taimiin tulisi havaituksi. Maapuut piirrettiin ruudukkokartalle ja niistä kirjattiin koko, sekä maapuista lahoamisaste Lehvävirran ym. (2004) mukaisesti asteikolla 1-5 (Taulukko 2). Lehvästö ja peitteisyyslohkot piirrettiin ruudukkokartalle silmämääräisesti arvioiden. Metsänpohjan kuluneisuus luokiteltiin Lehvävirran (1999) mukaisesti asteikolla 0-4 (Taulukko 3). Tutkimusaloilla havaittiin vuonna 2010 aineistonkeruun yhteydessä joitakin muutoksia maapuuaineksessa. Aloille 7028 (GAP), 4042W (CTRL), 4011 (GAP) ja 1229 (CTRL) oli ilmaantunut maapuita ja alalta 4044 (LOG) alkuperäisistä maapuista toinen oli kadonnut. Kaikki tutkimusalat otettiin tästä huolimatta mukaan analyysiin, ja maapuun läheisyyden vaikutusta tarkasteltiin niiden alojen taimien osalta, joilla oli aineistonkeruuhetkellä joko alkuperäinen maapuu tai uusi kyllin suuri ($> 3,7$ m pitkä ja > 30 cm korkea) ja tarpeeksi hajonnut (lahoamisaste ≥ 2) maapuu.

Taulukko 2. Maapuun lahoamisasteiden (LAHO) määritelmät.

LAHO määritelmä	
1	Puun kuori tallella, puu edelleen kovaa; veitsi uppoaa vain muutaman mm:n syvyydelle puuhun.
2	Puun kuori tallella, puu edelleen melko kovaa; veitsi uppoaa muutaman cm:n syvyydelle puuhun.
3	Puun kuori osittain pudonnut, puu pehmeää; veitsi uppoaa useamman cm:n syvyydelle puuhun.
4	Puun kuori pääosin pudonnut, puu osittain kasvillisuuden peitossa, puu pehmeää; veitsi uppoaa puuhun kahvaan asti.
5	Puu kasvillisuuden peitossa, näkyvissä kohoumana metsänpohjassa, puu hyvin pehmeää; veitsi menee helposti läpi koko puun.

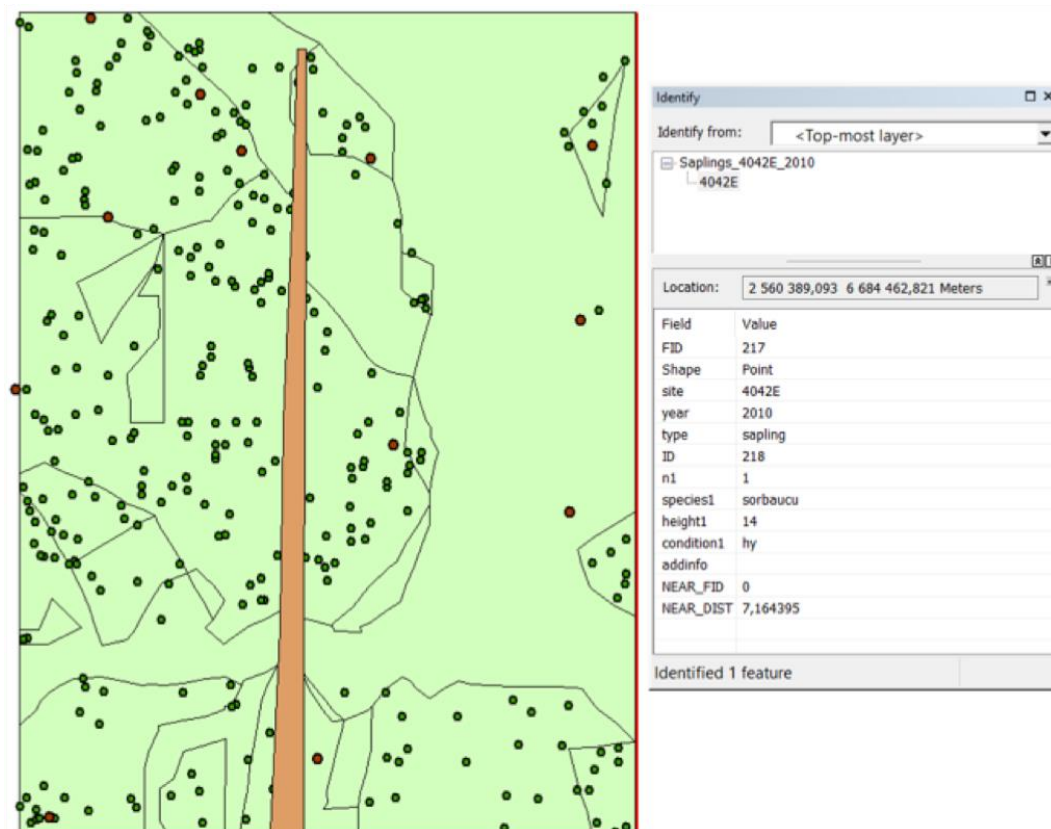
Taulukko 3. Metsänpohjan kuluneisuusluokkien (WEAR) määritelmät.

WEAR määritelmä	
0	Ei kulumista. Ei näkyviä jälkiä kulumisesta eikä havaittavia muutoksia kasvillisuuden peittävydessä.
1	Kevyt kuluneisuus. Näkyviä jälkiä kulumisesta, kasvillisuus vahingoittunut, mutta kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden peittävyys vain hieman vähentynyt.
2	Keskimääräinen kuluneisuus. Näkyviä jälkiä kulumisesta. Kasvillisuus vahingoittunut ja peittävyys vähentynyt, muttei täysin kulunut.
3	Voimakas kuluneisuus. Kasvillisuus hyvin vähäistä tai puuttuu, humuskerros tallella. Kivet ja juuret toisinaan paljaita.
4	Erittäin voimakas kuluneisuus. Paljasta mineraalimaata tai syvästi kulunut humuskerros. Ei kasvillisuutta, kivet ja juuret usein paljaita.

2.2. Tilastolliset menetelmät**2.2.1. Aineiston käsittely**

Kenttätöön tuottamat paperikartat muutettiin digitaaliseen muotoon paikkatieto-ohjelmiston (ArcMap 10.3.1) avulla. Osa aineistosta oli digitoitu valmiiksi toisella paikkatieto-ohjelmistolla (MapInfo Professional 12.5), ja vietiin ArcMap:iin

käsiteltäväksi. Paikkatietojärjestelmässä (GIS) jokaiselle havaintoa esittävälle pisteelle on määritetty sijainti ja kohteelle ominaiset tiedot (Kuva 5). ArcMap:issa käsitelty aineisto tallennettiin Excel-tiedostoon tilastollisesti analysoitavaan muotoon. Koska alueiden koko vaihteli, vakioitiin taimien lukumäärää 300 m²:ä kohden, joka on tutkimusalojen kokojen keskiarvo.



Kuva 5. Digitoitu kartta koealalta 4042E, vuodelta 2010, sekä yhden taimihavainnon pisteelle tallennetut tiedot ArcMap-taulukkona. Pienet vihreät pisteet ovat taimia, ruskeat pisteet varttuneita puita (dbh>10 cm), pitkä ruskea runko on maapuu ja taustan viivat kuluneisuuslohkoja.

Analyysiin otettiin mukaan varttuneista puista vain ≥ 10 cm dbh puut, jotka aiemman kirjallisuuden perusteella (Holeksa 2000, Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2012b) oletettiin kyllin suuriksi tarjotakseen suojaa taimille. Varttuneiden puiden merkitsemisessä oli kartoittajasta johtuvia eroja vuonna 1998 ja 2010. Kaikkiaan 332:sta puusta 36:n ympärysmitta oli merkitty vuonna 2010 pienemmäksi, kuin vuonna 1998. Suurimman osan kohdalla ero oli sentin tai kaksi, ja suurimmillaan 15 cm. Suurempien erojen takaa löytyi selitys, kuten lasku- tai

kirjoitusvirhe, pienemmät erot selittyvät mittaukseen liittyvillä epävarmuuksilla. Niiden puiden kohdalla joissa oli selvä mittaustekninen heitto alaspäin vuonna 2010, säilytettiin vuoden 1998 suurempi mitta, jotta välttyttäisiin puunrungon ”kutistumiselta” ajan myötä. Puun rungon paksuus voi vaihdella sääolosuhteiden mukaan, mutta tämä vaihtelu on kertaluokkaa pienempää kuin aineistossamme havaittu vaihtelu (Merilä & Jortikka 2013). Vuoden 2010 aineistonkeruussa tutkimusaloilla havaituista maapuista otettiin mukaan alkuperäisten maapuut sekä uusista maapuista ne, joiden voitiin olettaa olleen paikoillaan vähintään vuoden ajan ennen aineiston keräämistä ja kykenevän toimimaan kulkua rajoittavana esteenä. Uusista maapuista mukaan ei otettu 3,7 metriä lyhempiä (ohikulkijoiden helppo liikutella), 30 senttiä matalampia (estevaikutus vähäinen), sekä aivan tuoreiksi luokiteltuja (eivät ole ehtineet vaikuttaa taimettumiseen) maapuita. Mukaan otettavien maapuiden pituus valittiin sillä perusteella, että 3,7 metriä on yli kaksi kertaa suomalaisen miehen keskipituus (THL 2013), joten oletimme, ettei sitä pidempi maapuu ole metsänkäyttäjien paikalle kuljettama.

Taimilajit, joiden kokonaislukumäärä koko aineistossa (3 vuotta ja 18 tutkimusalaa) jäi alle kymmeneen kappaleeseen, yhdistettiin uudeksi taimiryhmäksi ”muut”, johon sisältyi myös tunnistamatta jääneet taimet. Vähälukuisia taimilajeja olivat ruotsinpihlaja (*Sorbus intermedia*), euroopanpähkinäpensas (*Corylus avellana*) ja marjatuomipihlaja (*Amelanchier alnifolia*). Rauduskoivut (*Betula pendula*), hieskoivut (*Betula pubescens*), sekä vain sukutasolle tunnistetut koivuyksilöt (*Betula* spp.) yhdistettiin yhdeksi ryhmäksi ”Betula” otoskoon kasvattamiseksi. Tämä yhdistäminen tehtiin sillä perusteella, että vaikka eri koivulajit poikkeavat hieman ekologiaaltaan, ne ovat kuitenkin niin samankaltaisia, että risteytyvät keskenään.

Aineisto analysoitiin kahdella eri tasolla, jotta saatiin selville niin käsittelyn kuin maapuun läheisyydenkin vaikutus taimimäärään. Käsittelyjen vaikutusta taimimäärään tarkasteltiin tutkimusalatasolla, ja pyrittiin vastaamaan kahteen ensimmäiseen tutkimuskysymykseen, eli selvittämään minkälaisia muutoksia taimissa oli havaittavissa 225-450 m²:n kokoisilla tutkimusaloilla vuodesta 1998

vuosiin 2000 ja 2010 mennessä, sekä oliko käsittelyllä vaikutusta tutkimusalojen taimettumiseen vuosina 2000 ja 2010. Pienemmässä mittakaavassa tarkasteltiin yksittäisiä taimihavaintoja maapuualoilla, ja sitä kuinka maapuun välitön läheisyys vaikutti taimien esiintymiseen. Samalla pyrittiin saamaan esille polkuverkostojen, sekä mahdollisesti taimille suojaa tarjoavien, tai niiden kasvua haittaavien varttuneiden puiden vaikutus taimettumiseen.

2.2.2. Käsittelyn vaikutus taimien esiintymiseen

Käsittelyn (LOG, GAP, CTRL) vaikutusta taimimäärään mallinnettiin RStudiolla (RStudio 1.1.442), lme4-paketilla yleistetyllä lineaarisella sekamallilla (glmer). Käsittelyn lisäksi sitä seuraavien aineistonkeruuvuosien (2000 ja 2010) taimimääriin uskottiin vaikuttavan tutkimusalan taimimäärä alkutilanteessa (vuonna 1998), sekä tutkimusalan kuluneisuus. Tutkimusalojen ei voitu olettaa olevan samankaltaisia, joten tutkimusala oli malleissa mukana satunnaistekijänä. Tutkimusalojen keskimääräinen kuluneisuus määritettiin kuluneisuuslohkojen kuluneisuusarvojen (kts. Taulukko 3) ja pinta-alojen avulla. Neljän yleisimmän taimilajin, eli pihlajan (*Sorbus aucuparia*), haavan (*Populus tremula*), koivujen (*Betula* spp.) ja kuusen (*Picea abies*) taimet analysoitiin erikseen ja loput taimet, mukaan lukien sekalainen ryhmä muut, yhtenä ryhmänä. Analyysimalleista valittiin kullekin taimiryhmälle sopivin selittävien muuttujien tilastollisten merkitsevyyksien, sekä varianssianalyysin (ANOVA) perusteella. Analyyseissa käytettyjen mallien koodit Rstudiossa olivat:

```
Model1 <-glmer(taimet ~ vuosi*käsittely + wear + taimet98 + (1|ala),  
family=poisson, na.action=na.exclude)
```

```
Model2 <-glmer(taimet ~ vuosi + käsittely + wear + taimet98 + (1|ala),  
family=poisson, na.action=na.exclude)
```

```
Model3 <-glmer(taimet~ vuosi + taimet98 + (1|ala), family=poisson,  
na.action=na.exclude)
```

Ensimmäisessä analyysimallissa (Model1) taimimäärään vaikuttavina kovariaatteina oli aineistonkeruuvuoden ja tutkimusalalla suoritettun käsittelyn yhteisvaikutus, tutkimusalan keskimääräinen kuluneisuus, sekä alkutilanteen (vuoden 1998) taimimäärä. Toinen malli (Model2) vastasi ensimmäistä mallia, mutta aineistonkeruuvuosi ja käsittely olivat mukana erillisinä muuttujina. Kolmannessa analyysimallissa (Model3) kovariaatteina olivat ainoastaan aineistonkeruuvuosi ja alkutilanteen (vuoden 1998) taimimäärä.

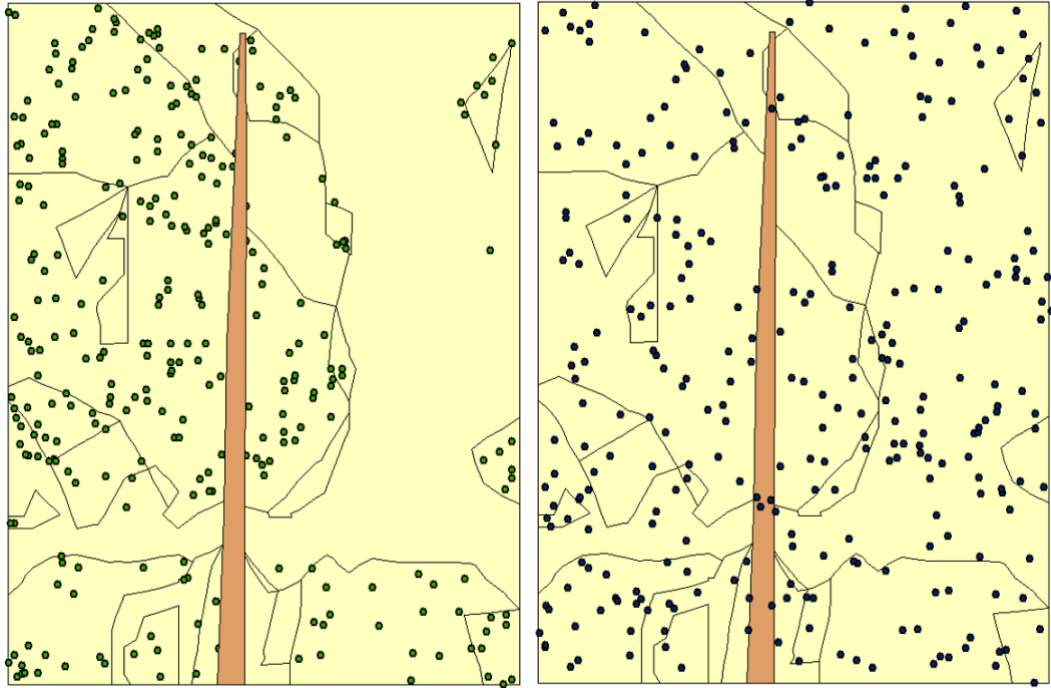
Käsittelyn vaikutusta taimimäärään tarkasteltiin vakioimalla kunkin analysoitavan taimilajin (*Betula* spp., *Populus tremula* ja *Sorbus aucuparia*) aineistoista muut muuttujat. Tutkimusalojen kuluneisuus ja alkutilanteen (vuoden 1998) taimimäärä asetettiin todellisten havaintojen keskiarvoiksi, minkä jälkeen vuosien 2000 ja 2010 taimimäärät ennustettiin analyysimallien perusteella.

Residuaalikuvien perusteella analyysimalli todettiin luotettavaksi pihlajan aineistolle, mutta haavan ja koivujen havaintojen selittämiseen käytettyjen mallien avulla liittyi epävarmuuksia. Pihlajan, koivujen ja haavan aineistoissa oli joitakin poikkeavia arvoja (outliereita), joiden kuitenkin katsottiin olevan siinä määrin merkityksettömiä, ettei niiden poistamista jo valmiiksi otoskooltaan melko pienestä aineistosta katsottu järkeväksi.

2.2.3. Maapuun läheisyyden vaikutus taimien esiintymiseen

Maapuun läheisyyden vaikutusta taimien esiintymiseen analysoitiin vertaamalla taimien havaintopisteiden etäisyysjakaumaa maapuusta satunnaispistejoukon etäisyysjakaumaan maapuusta. Analyysit suoritettiin koko aineistolle, sekä yleisimpien taimilajien (*Sorbus aucuparia*, *Populus tremula*, *Betula* spp. ja *Picea abies*) aineistoille omina ryhminään ja lopuille taimille (muut) omana ryhmänään. Satunnaispistejoukoista tehtiin samankokoisia taimihavaintopisteiden joukon kanssa, ja satunnaispisteet satunnaistettiin koko tutkimusalalle (Kuva 6). Jakaumista piirrettiin histogrammit Rstudiolla ja niitä vertailtiin Wilcoxonin

merkittyjen sijaintilukujen testillä. Tarkastelu suoritettiin vuosien 2000 ja 2010 aineistoille niiltä tutkimusloilta, joilla aineistonkeruuhetkellä oli alkuperäinen, tai uusi asettamamme kriteerit täyttävä maapuu (pituus $>3,7$ m, korkeus > 30 cm, lahoamislukua ≥ 2). Mukaan otettiin havainnot 10 metrin säteellä maapuusta, koska maapuun mahdollisen vaikutuksen ei oletettu ulottuvan sen pidemmälle.



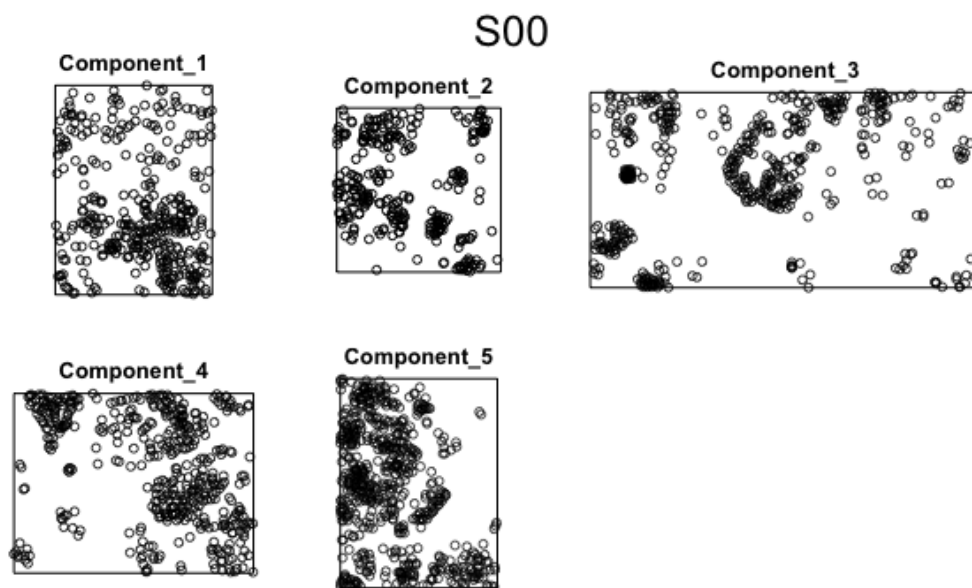
Kuva 6. Taimihavainnot (vasemmalla) ja satunnaispisteiden joukko (oikealla), sekä maapuu ja kuluneisuuslohkot tutkimusalueella 4042E vuonna 2010.

Etäisyysjakaumien vertailu ei ottanut huomioon muita taimettumiseen vaikuttavia tekijöitä, kuten tutkimusalan kuluneisuutta, sekä etäisyyttä varttuneista puista, joten lisäksi mallinnettiin spatiaalisesti taimien intensiteettiä tutkimusaloilla Rstudion spatstat-paketin mppm- funktiolla. Mppm- funktio sovittaa pisteprosessimallin usealle pistekuviolle yhtä aikaa. Sitä varten luotiin molemmille aineistonkeruuvuosille yhdistetyt aineistot (hyperframet) niiden tutkimusalojen taimihavaintojen pistekuvioista, jolla vuosina 2000 ja 2010 havaittiin esteenä toimimisen kriteerit täyttävä maapuu (Kuva 7). Mallin kovariaatit (etäisyys maapuusta, etäisyys lähimmästä varttuneesta puusta, sekä kuluneisuusluokka) määritettiin pikselikuvista (Kuva 8), joissa kuluneisuusluokka, sekä etäisyydet maapuusta ja lähimmästä varttuneesta puusta oli määritetty $0,2 \times 0,2$ metrin

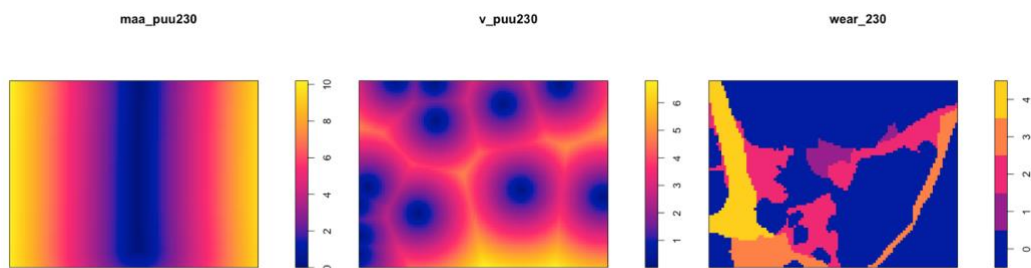
ruudukon hilapisteverkolle. Myös kovariaattikuvista luotiin yhdistetyt aineistot jokaiselle tutkimusalalle molempina aineistonkeruuvuosina. Mppm-funktio vaatii kovariaattiarvojen määrittämiseksi koko havaintoikkunalle sovitun pisteverkon, quadrature schemen, joka sisältää sekä havaintopisteet, että havaintoikkunan koosta riippuvan määrän niin sanottuja dummy-pisteitä koko havaintoikkunan alueelta. Quadrature schemet luotiin manuaalisesti taimiaineiston pistekuvioista kovariaattiruudukon koordinaattien avulla, koska spatstat-paketin luoma automaattinen quadrature scheme sisälsi pisteitä, joissa kovariaattiarvoja ei pystytty määrittämään. Manuaalisesti luodut quadrature schemet ovat automaattisesti luotuja tarkempia, koska approksimaatioita on vähemmän. Quadrature shemejä luodessa muiden lajien aineistosta tutkimusalalta 230 jouduttiin poistamaan yksi taimi, joka sijaitsi aivan tutkimusalan reunalla, ja aiheutti ongelmia mallin sovittamisessa.

Analyysimallin kovariaatteina olivat etäisyys lähimmästä maapuusta, etäisyys lähimmästä varttuneesta (dbh>10 cm) puusta, kuluneisuusluokka kunkin taimihavainnon kohdalla, sekä kuluneisuuden ja etäisyyden maapuusta interaktio. Kuluneisuuden ja maapuun yhteisvaikutuksen oli mallissa mukana, koska maapuun vaikutusta kaikissa kuluneisuusluokissa ei voitu olettaa samanlaiseksi. Yleisimmän taimilajin, pihlajan (*Sorbus aucuparia*) taimet analysoitiin omana ryhmänään. Pienen otoskoon vuoksi haavan (*Populus tremula*), koivujen (*Betula* spp.), kuusen (*Picea abies*) sekä muiden lajien taimet yhdistettiin analyysiä varten. Analyysimalli Rstudioissa oli:

```
Model01 <-mppm(taimet~maapuu+vpuu+wear+wear*maapuu)
```



Kuva 7. Vuoden 2000 taimihavainnoista luodut pistekuviot pihlajan taimista tutkimusaloilla. Paneeli 4 on kuvassa 8 esiintyvä tutkimusala 230.



Kuva 8. Pikselikuvat maapuusta (vasemmalla), varttuneista puista (keskellä) ja kuluneisuusluokista (oikealla) tutkimusalalla 230 vuonna 2000. Erit värit kuvaavat maapuun ja varttuneiden puiden kohdalla etäisyyksiä näistä kohteista, sekä eri kuluneisuusluokkia (0-4). Kuvat on piirretty 0,2 m x 0,2 m ruudukolle.

3. Tulokset

3.1. Käsittelyn vaikutus taimettumiseen koealatasolla

Taimimäärät laskivat vuosien saatossa lähes jokaisella tutkimusalalla käsittelystä riippumatta. Vain kahdella kontrollialalla (CTRL) ja yhdellä proseduurikontrollialalla (GAP) taimimäärä oli noussut vuosien 1998 ja 2000 aineistonkeruiden välillä, samoin kuin vuosien 2000 ja 2010 aineistonkeruiden välillä (Taulukko 4). Mitä enemmän taimia tutkimusalalla oli vuonna 1998, sitä enemmän niitä havaittiin seuraavissa aineistonkeruissa.

Taulukko 4. Taimihavaintojen lukumäärät tutkimusaloilla käsittelyittäin (C=kontrolli, G=proseduurikontrolli, L=maapuukäsittely) vuosina 1998, 2000 ja 2010. Reunuksilla merkitty edellistä aineistonkeruuta suuremmat arvot.

käsittely+ala	taimet_98	taimet_00	taimet_10
C1098	281	286	203
C1229	399	378	239
C1541	673	1108	613
C1582	372	314	394
C26	5	1	54
C4042W	257	211	93
G1295	52	25	59
G3051	237	455	214
G4011	266	204	168
G4052	200	159	144
G4530	263	235	170
G7028	471	399	248
L1134	522	383	101
L1178	366	303	265
L1279	510	505	464
L230	702	563	263
L4042E	780	618	301
L4044	235	205	88

3.1.1. Taimien havaintoaineiston tarkastelu

Koivujen (*Betula* spp.) taimia esiintyi vuonna 1998 kahdella kontrollialalla, viidellä maapuualalla ja kahdella proseduurikontrollialalla. Vuonna 2000 koivujen taimia esiintyi kolmella kontrollialalla, viidellä maapuualalla ja neljällä proseduurikontrollialalla. Vuonna 2010 koivujen taimia havaittiin viidellä kontrollialalla, kolmella maapuualalla ja viidellä proseduurikontrollialalla. Kuusen (*Picea abies*) taimia havaittiin vuonna 1998 neljällä kontrollialalla, kolmella maapuualalla ja neljällä proseduurikontrollialalla. Vuonna 2000 kuusen taimia esiintyi kolmella kontrollialalla, neljällä maapuualalla ja viidellä proseduurikontrollialalla. Vuonna 2010 kuusen taimia esiintyi vain yhdellä kontrollialalla, kahdella maapuualalla ja kahdella proseduurikontrollialalla. Haavan (*Populus tremula*) taimia esiintyi vuonna 1998 viidellä kontrollialalla, neljällä maapuualalla ja kolmella proseduurikontrollialalla. Vuonna 2000 haavan taimia havaittiin kolmella kontrollialalla, kahdella maapuualalla ja neljällä proseduurikontrollialalla. Vuonna 2010 haavan taimia havaittiin kahdella kontrollialalla, kahdella maapuualalla ja kolmella proseduurikontrollialalla. Pihlajan (*Sorbus aucuparia*) taimia havaittiin läpi aineistonkeruuvuosien kaikilla tutkimusaloilla. Muiden lajien taimia esiintyi vuonna 1998 viidellä kontrollialalla, jokaisella maapuualalla ja viidellä proseduurikontrollialalla. Vuonna 2000 muiden lajien taimia havaittiin viidellä kontrollialalla, sekä kaikilla maapuu- ja proseduurikontrollialoilla. Vuonna 2010 muiden lajien taimia esiintyi viidellä kontrolli- ja maapuualalla, sekä jokaisella proseduurikontrollialalla. Taimien lukumäärät lajeittain eri käsittelyillä eri aineistonkeruuvuosina on nähtävissä taulukossa 5.

Taulukko 5. Analysoitavien taimiryhmien (*Betula* spp., *Picea abies*, *Populus tremula*, *Sorbus aucuparia* ja Muut lajit) lukumäärät tutkimusaloilla eri aineistonkeruuvuosina (98, 00, 10) ja käsittelyillä (C=kontrolliala, L=maapuuala, G=proseduurikontrolliala).

	C_98	C_00	C_10	L_98	L_00	L_10	G_98	G_00	G_10
<i>Betula</i> spp.	17	12	64	36	35	97	97	85	17
<i>Picea abies</i>	8	6	1	29	41	12	57	53	19
<i>Populus tremula</i>	138	166	54	200	157	29	66	49	27
<i>Sorbus aucuparia</i>	1746	2029	1410	2814	2320	1325	1099	1193	900
Muut lajit	78	85	67	36	24	19	170	97	40

Eri taimiryhmien aineistot ajettiin läpi analyysimalleilla, jotta saatiin selville, mitkä tekijät vaikuttivat kunkin ryhmän taimimäärään. Koivujen ja pihlajan aineistojen analyysimallissa muuttujina olivat aineistonkeruuvuoden ja käsittelyn (LOG, GAP, CTRL) interaktio, kuluneisuus (wear), sekä alkutilanne, eli vuoden 1998 aineistonkeruun taimimäärä (Model1). Haavan kohdalla aineistonkeruuvuoden ja käsittelyn interaktio ei ollut tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 6), joten haavan analyysimallissa aineistonkeruuvuosi ja käsittely olivat mukana yksittäin (Model2). Kuusen ja ryhmän muut taimien analyysimalliin (Model3) jäi merkitseviksi ainoastaan aineistonkeruuvuosi ja alkutilanteen (vuoden 1998) taimimäärä.

Koska käsittely ja kuluneisuusluokka eivät selittäneet kuusen ja ryhmän muut taimien esiintymistä tilastollisesti merkitsevästi (Taulukko 6) niiden aineistoja ei analysoitu enempää. Koivujen taimimäärään vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi aineistonkeruuvuosi, vuoden 1998 taimimäärä, maapu- ja aukkokäsittely, sekä vuoden 2010 ja käsittelyiden interaktiot (Taulukko 6). Pihlajan taimimäärään vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi aineistonkeruuvuosi, vuoden 1998 taimimäärä, sekä vuoden 2010 ja maapuukäsittelyn interaktio (Taulukko 6).

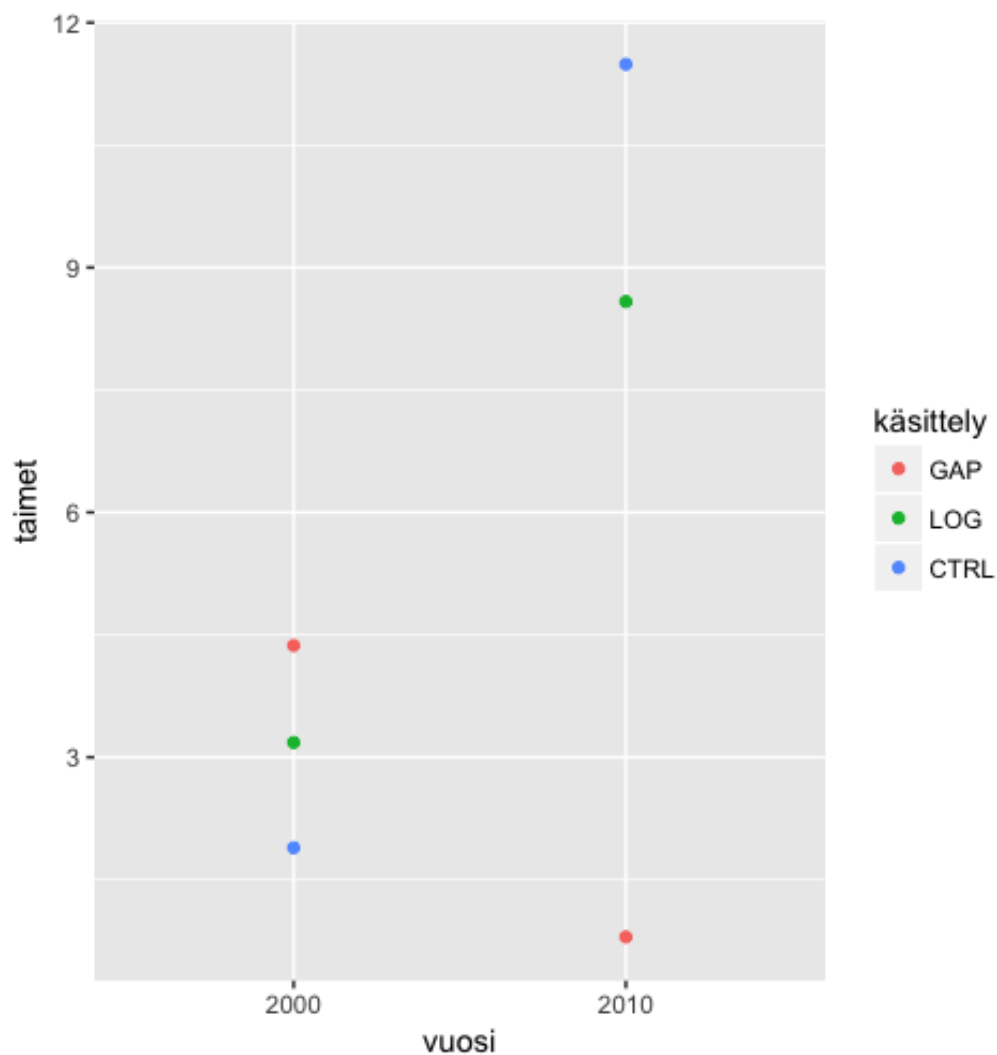
Taulukko 6. Analyysimallien tunnusluvut koivujen (*Betula* spp.), haavan (*Populus tremula*), pihlajan (*Sorbus aucuparia*), kuusen (*Picea abies*) ja muiden lajien (muut spp.) taimiaineistoille. Tilastollisesti merkitsevät arvot on lihavoitu.

	<i>Betula</i> spp.		<i>P. tremula</i>		<i>S. aucuparia</i>		<i>P. abies</i>		muut spp.	
	Est.	Pr(> z)	Est.	P	Est.	P	Est.	P	Est.	P
intercept	1,634	<2e-16	0,503	0,492	4,475	< 2e-16	-0,006	0,99	1,37	0
vuosi2010	1,805	<2e-16	1,036	< 2e-16	0,348	< 2e-16	-1,182	0	-0,5	0
GAP	0,838	<2e-16	2,554	0	0,123	0,665				
LOG	0,52	<2e-16	2,499	0,001	0,191	0,512				
wear	0,727	<2e-16	1,052	0	0,143	0,017	0,145	0	0,04	0
taimet98	0,055	<2e-16	0,082	0	0,004	0				
2010*GAP	3,505	<2e-16			0,002	0,97				
2010*LOG	0,812	<2e-16			0,22	0				

3.1.2. Käsittelyn vaikutuksen taimimäärään mallintaminen

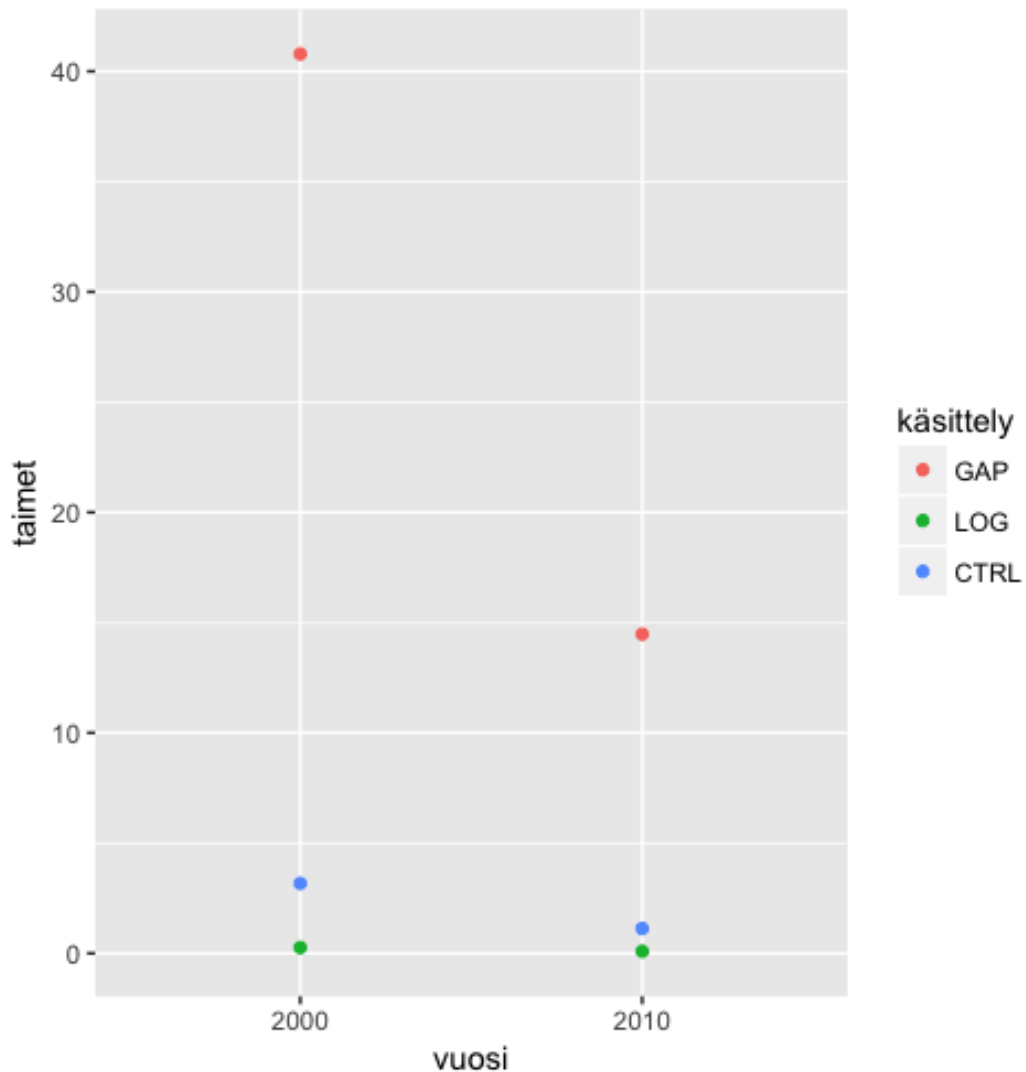
Kunkin analysoitavan taimilajin (*Betula* spp., *Populus tremula* ja *Sorbus aucuparia*) uusien aineistojen – joissa kuluneisuus ja lähtötilanne (vuoden 1998 taimimäärä) oli asetettu yhteneväiseksi ja vuosien 2000, sekä 2010 arvot ennustettu analyysimalleilla – arvoilla piirrettiin kuvat käsittelyn jälkeisten aineistonkeruiden taimimääristä (Kuva 9-11) Rstudion ggplot2-paketilla.

Koivujen taimia oli mallin lähtötilanteessa (vuoden 1998 todellisten taimihavaintojen keskiarvo kaikilta tutkimusaloilta) kahdeksan kappaletta 300 m²:llä. Vuonna 2000 koivujen taimimäärät olivat käsittelystä riippumatta alhaisempia kuin vuonna 1998. Eniten taimia vuonna 2000 oli menetelmäkontrollikäsittelyllä (GAP) ja vähiten kontrollikäsittelyllä (CTRL). Vuonna 2010 menetelmäkontrollikäsittely aiheutti taimimäärän vähenemistä edelleen, mutta maapuukäsittelyn (LOG) ja etenkin kontrollikäsittelyn seurauksena taimimäärät sen sijaan kasvoivat merkittävästi vuonna 2010 (Kuva 9).



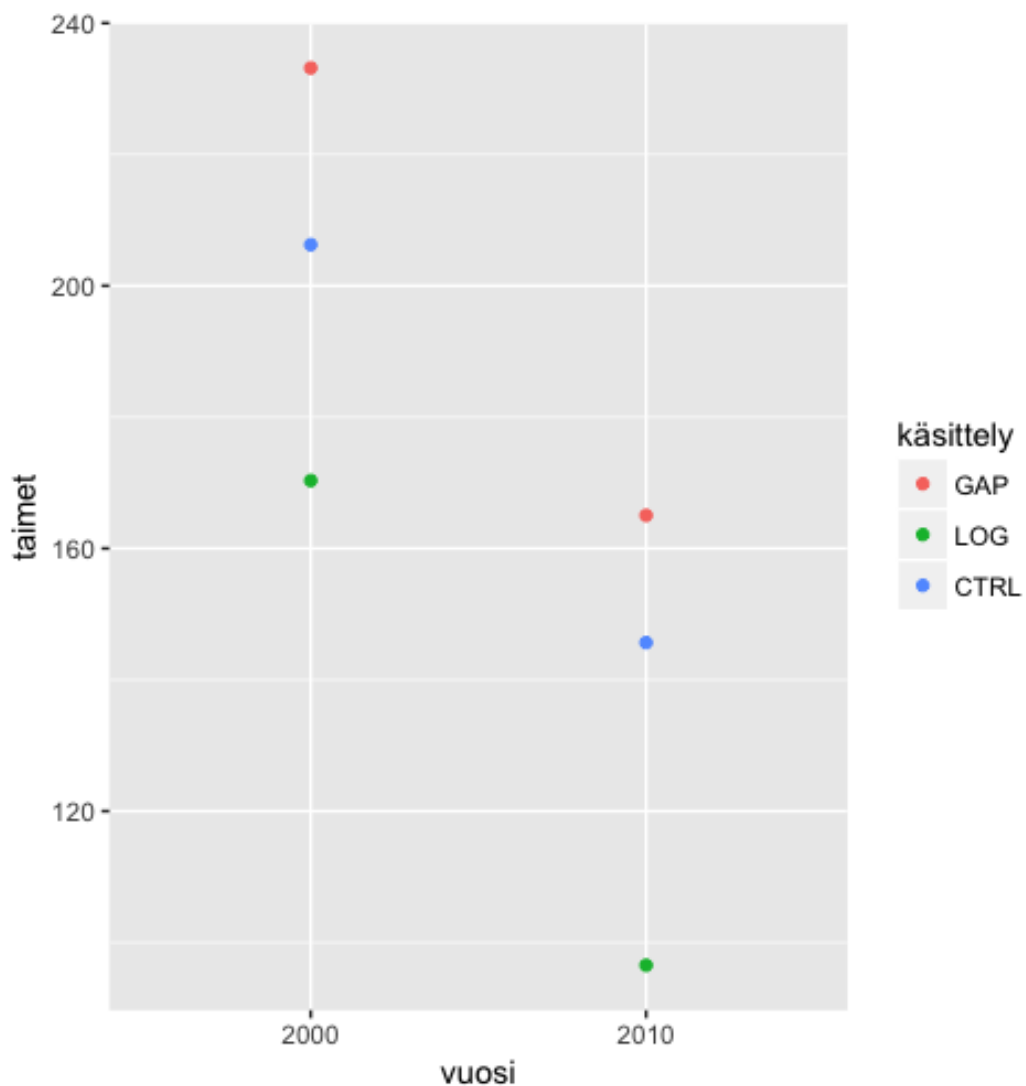
Kuva 9. Mallin mukaiset ennustearvot koivun (*Betula* spp.) taimimääristä tutkimusaloilla käsittelyittäin vuosina 2000 ja 2010 kun mallin muut termit vakioitu käsittelyittäin tutkimusalojen keskiarvoon. Proseduurikontrollialojen (GAP) taimimäärää kuvaavat punaiset, maapuualojen (LOG) taimimäärää vihreät ja kontrollialojen (CTRL) taimimäärää sinisen ympyrät.

Haavan taimia oli mallin lähtötilanteessa 32 kappaletta 300 m²:ä kohden. Vuonna 2000 menetelmäkontrollikäsittelyllä (GAP) taimimäärä oli kasvanut, mutta maapu- ja kontrollikäsittelyllä laskenut huomattavasti. Taimimäärät laskivat vuonna 2010 käsittelystä riippumatta noin puoleen vuoden 2000 arvosta. Lasku oli dramaattisinta menetelmäkontrollikäsittelyllä, jonka seurauksena taimimäärä vuonna 2000 oli huomattavasti kontrolli (CTRL)- ja maapuukäsittelyitä (LOG) suurempi. (Kuva 10)



Kuva 10. Mallin mukaiset ennustearvot haavan (*Populus tremula*) taimimääristä tutkimusaloilla käsittelyittäin vuosina 2000 ja 2010 kun mallin muut termit vakioitu käsittelyittäin tutkimusalojen keskiarvoon. Proseduurikontrollialojen (GAP) taimimäärää kuvaavat punaiset, maapuualojen (LOG) taimimäärää vihreät ja kontrollialojen (CTRL) taimimäärää sinisen ympyrät.

Pihlajan taimia oli mallin lähtötilanteessa 288 kappaletta 300 m²:ä kohden. Käsittelystä riippumatta pihlajan taimimäärät olivat lähtötilannetta alhaisempia sekä vuonna 2000, että 2010. Mallin ennustuksen mukaan vuosina 2000 ja 2010 eniten taimia oli menetelmäkäsittelyllä (GAP) ja vähiten maapuukäsittelyllä (LOG). Vuosien 2000 ja 2010 välillä taimimäärä laski eniten maapuukäsittelyllä ja vähiten kontrollikäsittelyllä (CTRL). (Kuva 11)



Kuva 11. Mallin mukaiset ennustearvot pihlajan (*Sorbus aucuparia*) taimimääristä tutkimusaloilla käsittelyittäin vuosina 2000 ja 2010 kun mallin muut termit vakioitu käsittelyittäin tutkimusalojen keskiarvoon. Proseduurikontrollialojen (GAP) taimimäärää kuvaavat punaiset, maapuualojen (LOG) taimimäärää vihreät ja kontrollialojen (CTRL) taimimäärää sinisen ympyrät.

3.2. Maapuun läheisyyden vaikutus taimettumiseen

Tutkimusaloilla tapahtui aineistonkeruuvuosien välillä muutoksia maapuumateriaalissa. Tutkimusosalta 4044 maapuu oli kadonnut jo vuoden 1999 aineistonkeruuseen mennessä. Tutkimusaloilta 230 ja 1134 alkuperäinen maapuu ja tutkimusosalta 1178 toinen alkuperäisistä maapuista oli hävinnyt vuoden 2010

aineistonkeruuseen mennessä. Alkuperäisiä maapuita oli vuonna 2010 tallella neljä kappaletta, kolmella koealalla (1178, 1279 ja 4042E). Uusia, esteenä toimimiselle asettamamme kriteerit täyttäviä (pituus >3,7 m, korkeus > 30 cm, lahoamisluokka ≥ 2), maapuita oli vuoteen 2010 mennessä ilmestynyt kuudelle tutkimusalalle (230, 1134, 1178, 1279, 4042W, 7028), joista yksi oli kontrolliala (4042W) ja yksi proseduurikontrolliala (7028). Lahoamisaste oli jokaisen alkuperäisen maapuun kohdalla muuttunut vuoden 1999 lahoamisluokasta 1 luokkaan 2 vuoteen 2010 mennessä. Alkuperäiset maapuut olivat vuosien 1999 ja 2010 välillä pienentyneet vaihtelevasti. Pituuden muutoksessa vaihteluväli oli 6-81 % ja läpimitan muutoksessa 13-58 %. Yhdellä koealalla (4042E) alkuperäinen maapuu oli pituudeltaan lähestulkoon yhtä pitkä vuonna 1999 ja 2010. Puun kaatohtetkellä ohuempien maapuiden ympärysmitta pieneni vuosien 1999 ja 2010 välillä enemmän kuin kaatohtetkellä paksumpien puiden. (Taulukko 7)

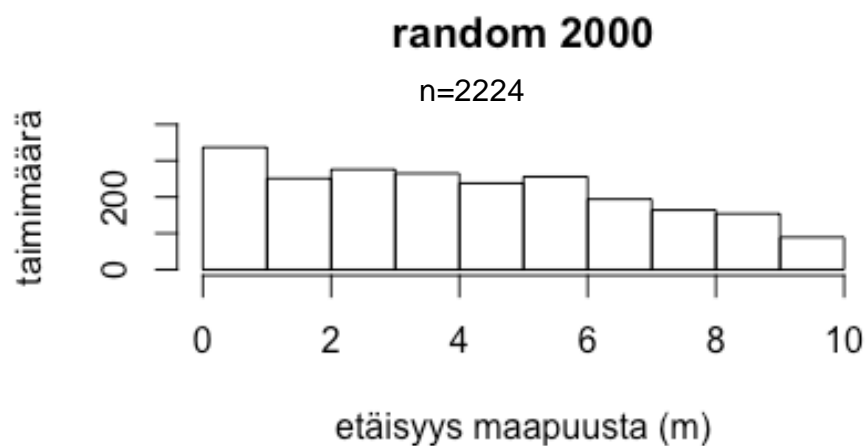
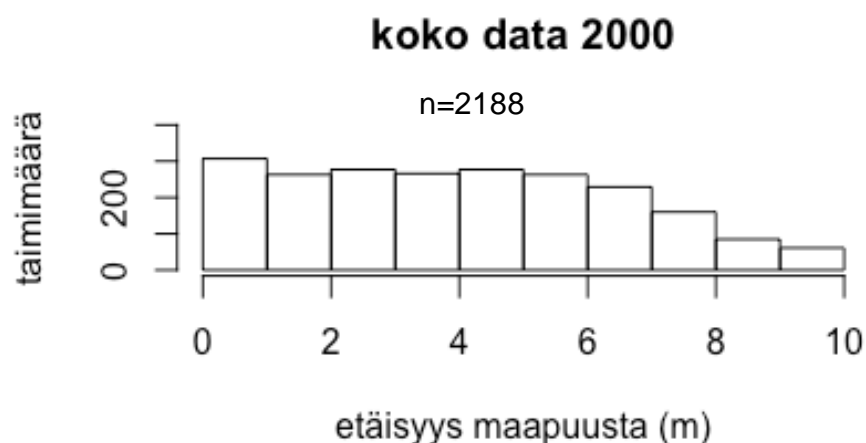
Taulukko 7. Alkuperäisten maapuiden lahoamisluokat vuonna 1999 (laho99) ja 2010 (laho10), pituudet sentteinä vuonna 1999 (p99) ja 2010 (p10), ympärysmittojen keskiarvot sentteinä vuonna 1999 (d99) ja 2010 (d10), sekä pituuden (p99-10) ja ympärysmittojen keskiarvojen (d99-10) muutokset vuosina 1999 ja 2010 tutkimusaloittain.

ala	id	laho99	laho10	p99	p10	d99	d10	p99-10 (%)	d99-10 (%)
1279	1	1	2	1400	372	12	7	73	42
1279	2	1	2	1520	402	19	8	74	58
4042E	1	1	2	1992	1877	32	28	6	13
1178	1	1	2	1860	346	31	24	81	23

3.2.1. Havaintopisteiden ja satunnaispisteiden etäisyysjakaumien vertailu

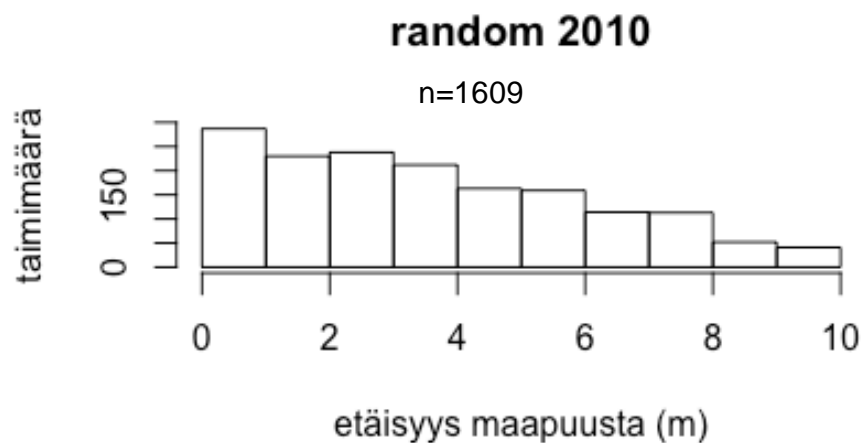
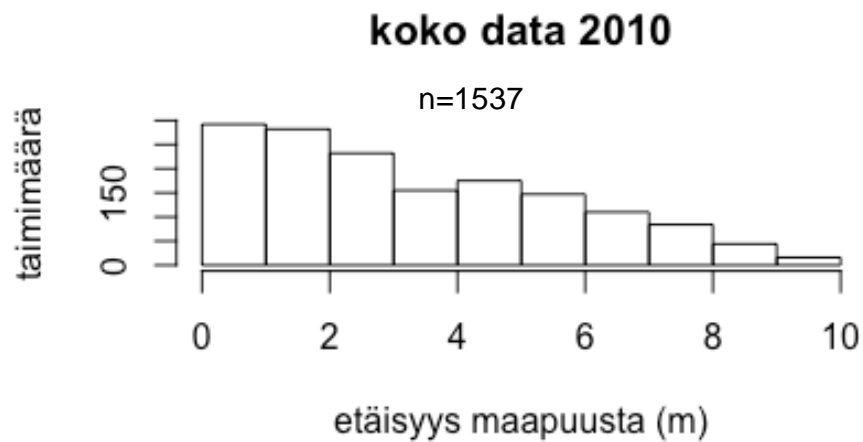
Koko aineistoa tarkasteltaessa taimien havaintopisteet olivat keskimäärin hieman lähempänä maapuuta kuin tutkimusalalle satunnaisesti sijoitetut pisteet (Kuva 12 ja 13). Vuonna 2010 taimihavaintojen ja satunnaispisteiden etäisyysjakaumat erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ($p=0,01658$), vaikkakin ero taimihavaintojen ja satunnaispisteiden etäisyyksien keskiarvossa ja –hajonnassa on suurimmillaankin vain 30 cm paikkeilla. Vuonna 2000 taimet esiintyivät tasaisesti

seitsemän metrin etäisyydelle maapuusta, minkä jälkeen esiintymistiheys laski jyrkästi. Vuonna 2010 esiintymistiheys laski huomattavasti jo kolmen metrin paikkeilla.



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
kokodata00	4,025	1,919	3,940	5,948	0,238	2,146
random00	4,156	1,863	3,941	6,247	0,247	2,006

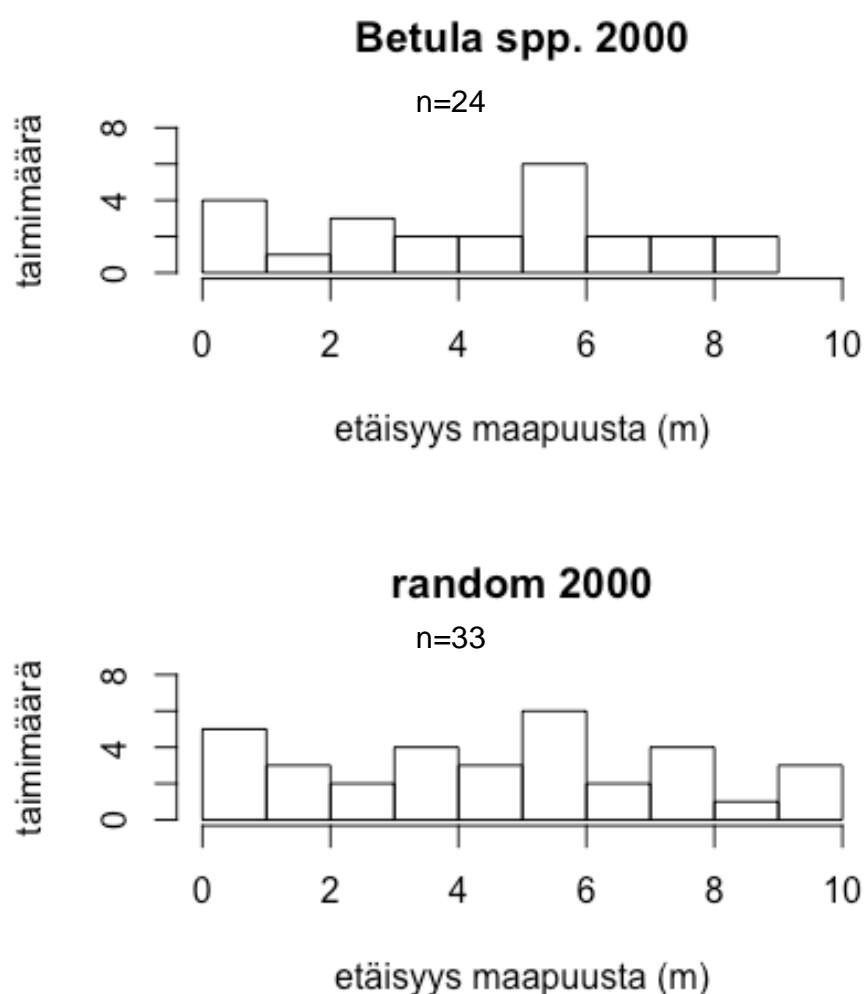
Kuva 12. Koko aineiston taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2000.



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
kokodata10	3,339	1,344	2,814	5,082	0,555	2,337
random10	3,617	1,500	3,241	5,476	0,485	2,287

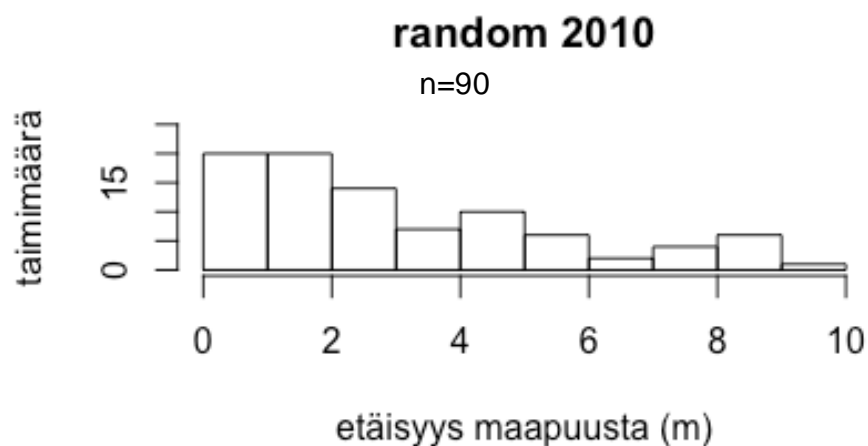
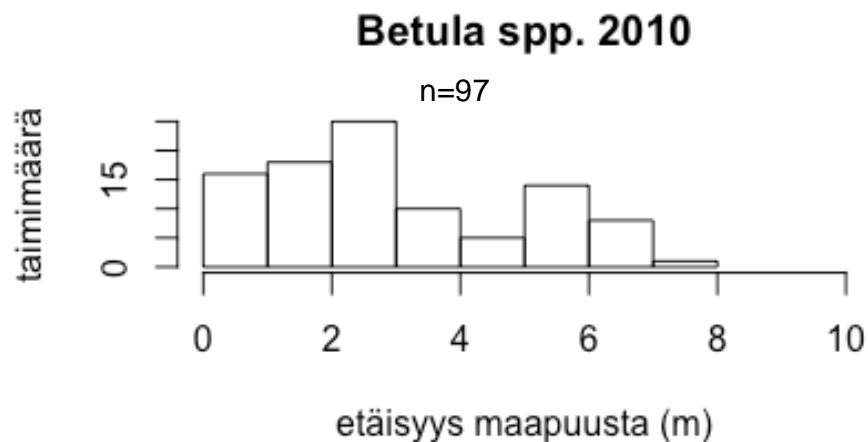
Kuva 13. Koko aineiston taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2010.

Koivujen taimien havaintopisteet olivat sekä vuonna 2000, että 2010 keskimäärin lähempänä maapuuta, kuin tutkimusalueelle satunnaisesti sijoitetut pisteet (Kuva 14 ja 15). Vuonna 2000 satunnaispisteet sijoittuivat kuitenkin koivujen taimia useammin 0-4 metrin etäisyydelle maapuusta. Eniten koivujen taimia esiintyi vuonna 2000 5-6 metrin etäisyydellä maapuusta. Vuonna 2010 koivun taimikeskittymä esiintyi 1-3 metrin päässä maapuusta eroten huomattavasti satunnaispisteistä.



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
betula00	4,343	2,301	5,076	5,922	-0,183	1,870
random00	4,509	2,210	4,212	6,517	0,084	2,051

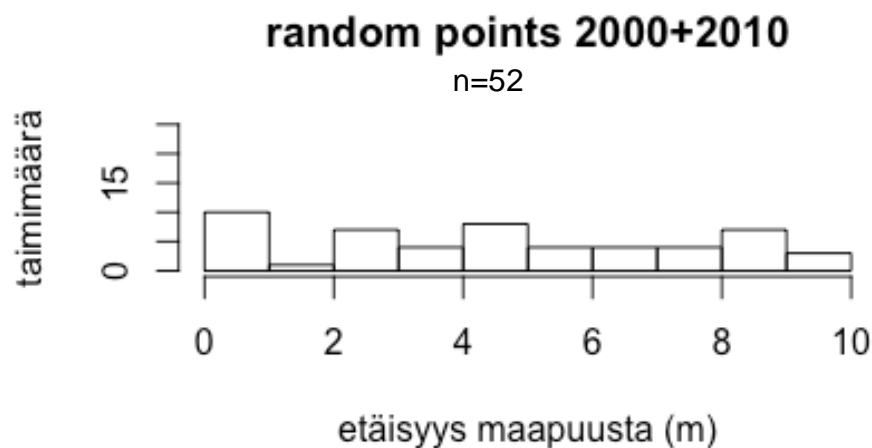
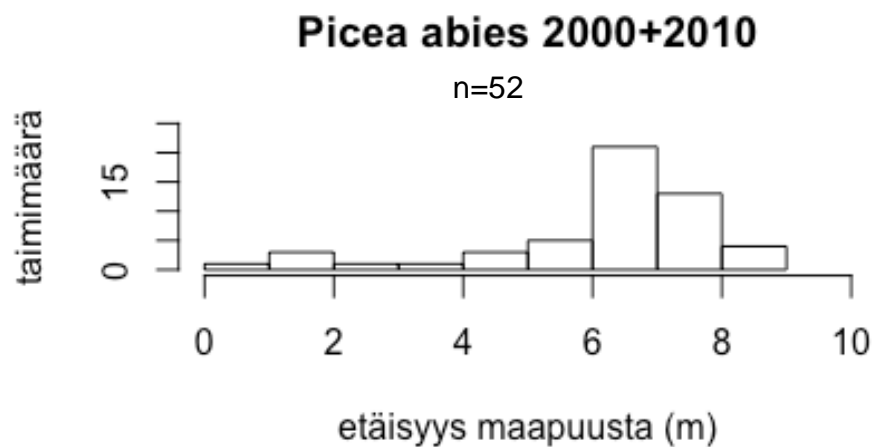
Kuva 14. Koivujen (*Betula pubescens*, *Betula pendula* ja *Betula* sp.) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2000.



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
betula10	2,983	1,404	2,600	4,617	0,493	2,075
random10	3,072	1,087	2,281	4,672	0,832	2,713

Kuva 15. Koivujen (*Betula pubescens*, *Betula pendula* ja *Betula* sp.) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2010.

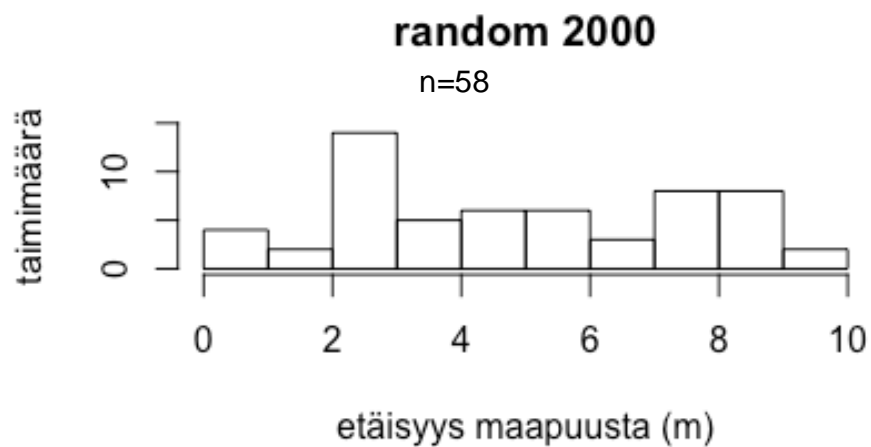
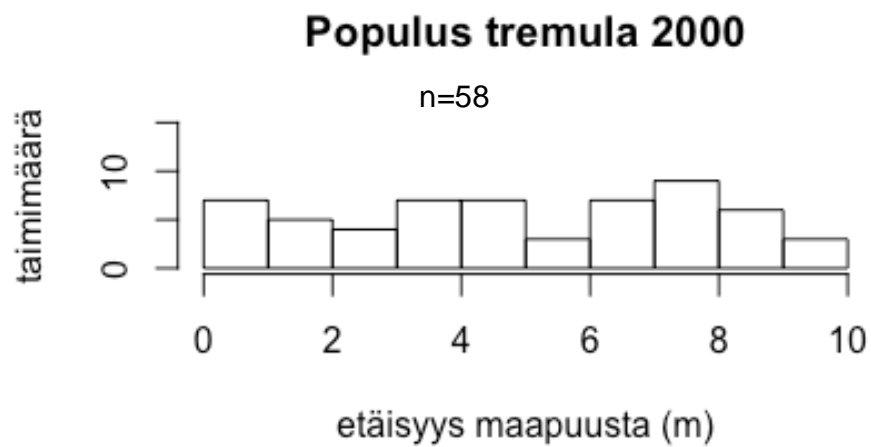
Pienen otoskoon vuoksi kuusen taimiaineistot vuosilta 2000 ja 2010 yhdistettiin yhdeksi aineistoksi. Kuusen taimien havaintopisteet ja satunnaispisteiden etäisyysjakaumien ero oli tilastollisesti merkitsevä ($p=0,005784$). Kuusen taimet sijoittuivat satunnaispisteiden joukkoa kauemmas maapuusta, keskittyen etenkin 6-8 metrin etäisyydelle (Kuva16).



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
picea00+10	6,153	5,943	6,511	7,123	-1,617	5,408
random00+10	4,543	2,387	4,474	7,398	0,054	1,805

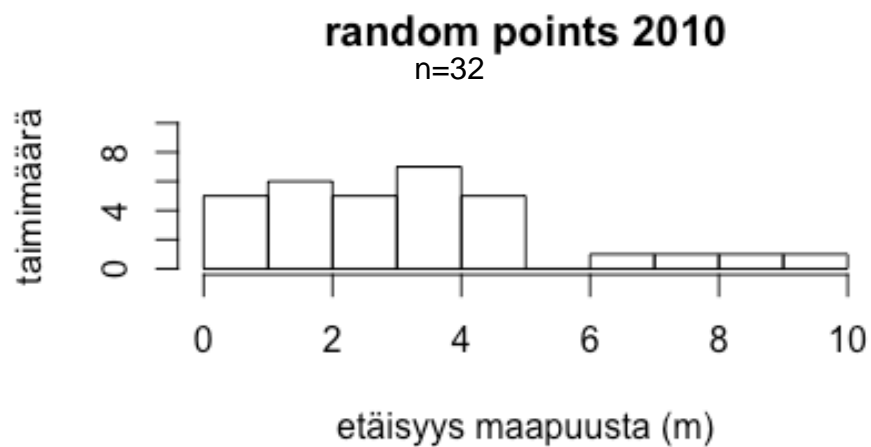
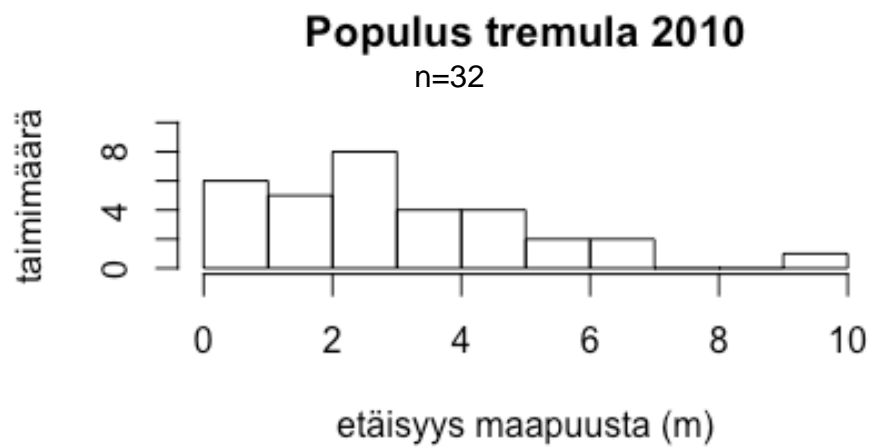
Kuva 16. Kuusen (*Picea abies*) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuosina 2000 ja 2010.

Haavan taimien havaintopisteet sijoittuivat vuonna 2000 melko tasaisesti 0-10 metrin etäisyydelle maapuusta keskimäärin hieman satunnaispisteitä kauemmas maapuusta (Kuva 17). Vuonna 2010 haavan taimien havaintopisteet keskittyivät etenkin 0-5 metrin etäisyydelle maapuusta sijaiten satunnaispisteitä lähempänä maapuuta (Kuva 18), mutta etäisyysjakaumat eivät eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ($p=0,5616$).



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
populus00	4,870	2,702	4,825	7,478	-0,163	1,801
random00	4,851	2,692	4,554	7,395	0,073	1,869

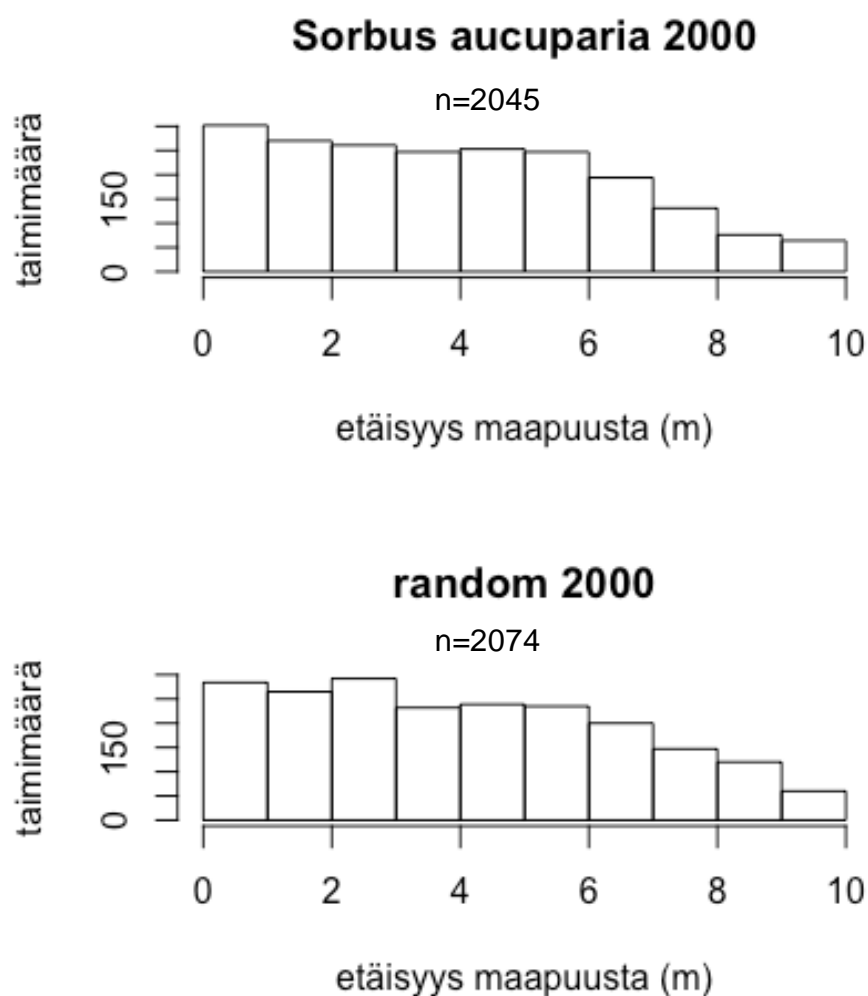
Kuva 17. Haavan (*Populus tremula*) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2000.



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
populus10	2,973	1,700	2,387	4,205	1,091	4,295
random10	3,341	1,830	3,010	4,218	1,159	4,289

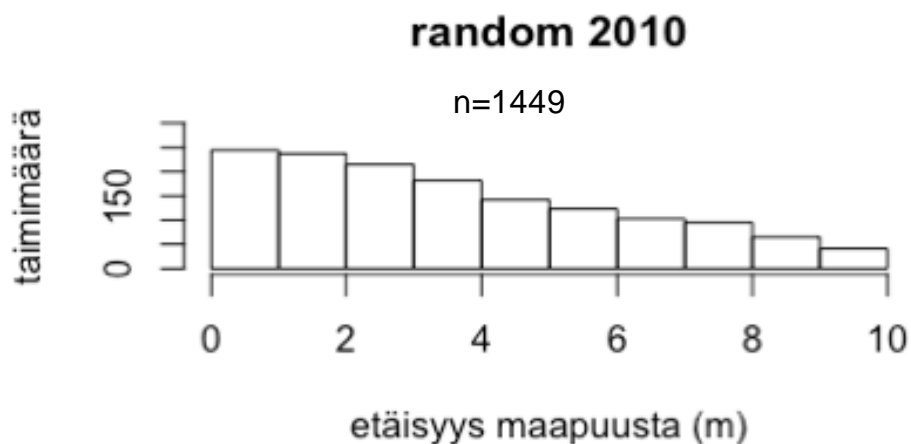
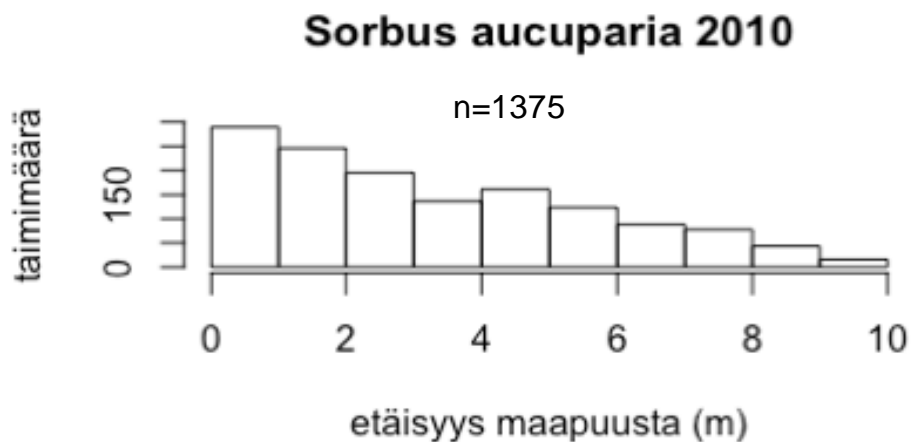
Kuva 18. Haavan (*Populus tremula*) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2010.

Pihlajan taimien havaintopisteet olivat molempina tarkasteluvuosina keskimäärin lähempänä maapuuta, kuin tutkimusalalle satunnaisesti sijoitetut pisteet (Kuva 19 ja 20). Vuonna 2010 pihlajantaimien ja satunnaispisteiden etäisyysjakaumat erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ($p=0,0119$). Jakaumat ovat kuitenkin hyvin samankaltaiset ja tilastollisesta merkitsevyydestä huolimatta tunnuslukujen etäisyyserot ovat pieniä (Kuva 18).



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
sorbus00	3,922	1,816	3,769	5,778	0,319	2,213
random00	4,056	1,859	3,863	6,048	0,286	2,067

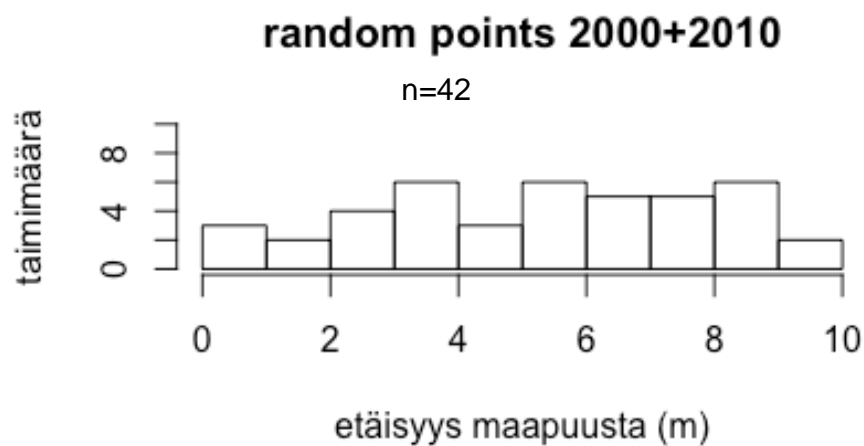
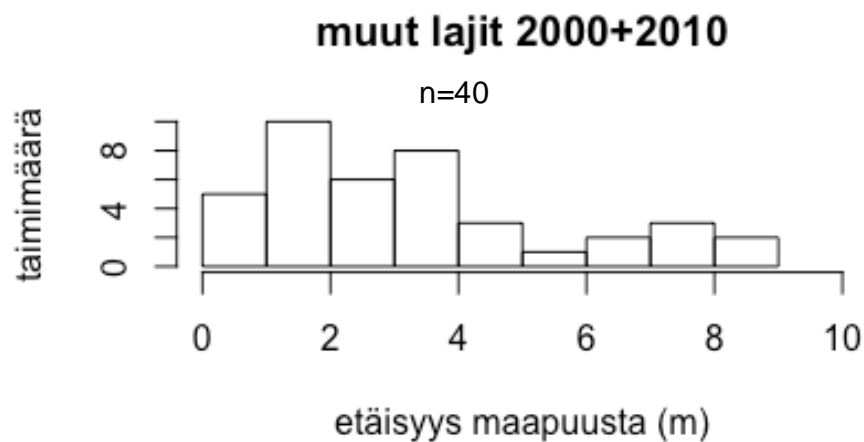
Kuva 19. Pihlajan (*Sorbus aucuparia*) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2000.



dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
sorbus10	3,292	1,209	2,752	5,040	0,586	2,360
random10	3,639	1,482	3,149	5,503	0,554	2,321

Kuva 20. Pihlajan (*Sorbus aucuparia*) taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2010.

Muiden lajien taimiaineistot vuosilta 2000 ja 2010 yhdistettiin yhdeksi aineistoksi pienen otoskoon vuoksi. Muiden lajien taimet sijoituivat satunnaispisteitä lähemmäs maapuuta ja etäisyysjakaumat erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ($p=0,0006067$), mutta tarkasteltaessa taimien sijoittumista kartalla, ei täysin selkeää trendiä sijoittumisesta maapuun välittömään läheisyyteen ollut havaittavissa. Lisäksi otoskoko muiden lajien taimien kohdalla maapuu-aloilla oli pieni. Taimihavainnot keskittyivät etenkin 0-4 metrin etäisyydelle maapuusta (Kuva 21).



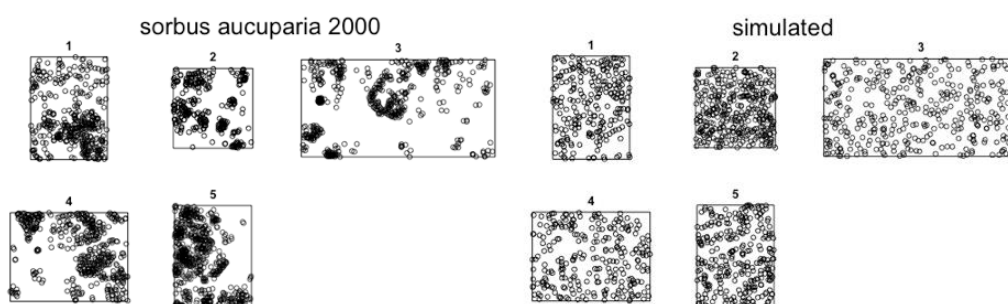
dataset	keskiarvo	alakvartiili	mediaani	yläkvartiili	vinous	huipukkuus
muut00+10	3,298	1,521	2,852	4,138	0,753	2,626
random00+10	5,295	3,253	5,505	7,468	-0,198	1,993

Kuva 21. Muiden lajien taimien havaintopisteiden (yllä) ja satunnaispisteiden (alla) etäisyysjakaumat suhteessa maapuuhun, sekä molempien jakaumien tunnusluvut vuonna 2000.

3.2.2. Taimien spatiaaliseen jakautumiseen ja intensiteettiin vaikuttavat tekijät

Sovittamastamme analyysimallista simuloidut pistekuviot poikkesivat suuresti todellisten taimihavaintojen pistekuvioista (Kuva 22), mikä merkitsee, ettei malli soveltunut kuvaamaan aineistoamme kovin tyydyttävästi. Yksi selitys mallin puutteellisuudelle voi olla, että siinä olisi pitänyt olla mukana satunnaistekijänä

tutkimusalan vaikutus taimettumiseen, koska tutkimusalat erosivat toisistaan. Taimimäärät tutkimusaloilla vaihtelivat vuonna 2000 289:stä 612:een ja vuonna 2010 77:stä 403:een. Mallin kehittely edelleen ei ollut mahdollista tämän tutkimuksen ajallisessa puitteessa, mutta sitä jatketaan silmällä pitäen aineiston pohjalta kirjoitettavaa artikkelia.



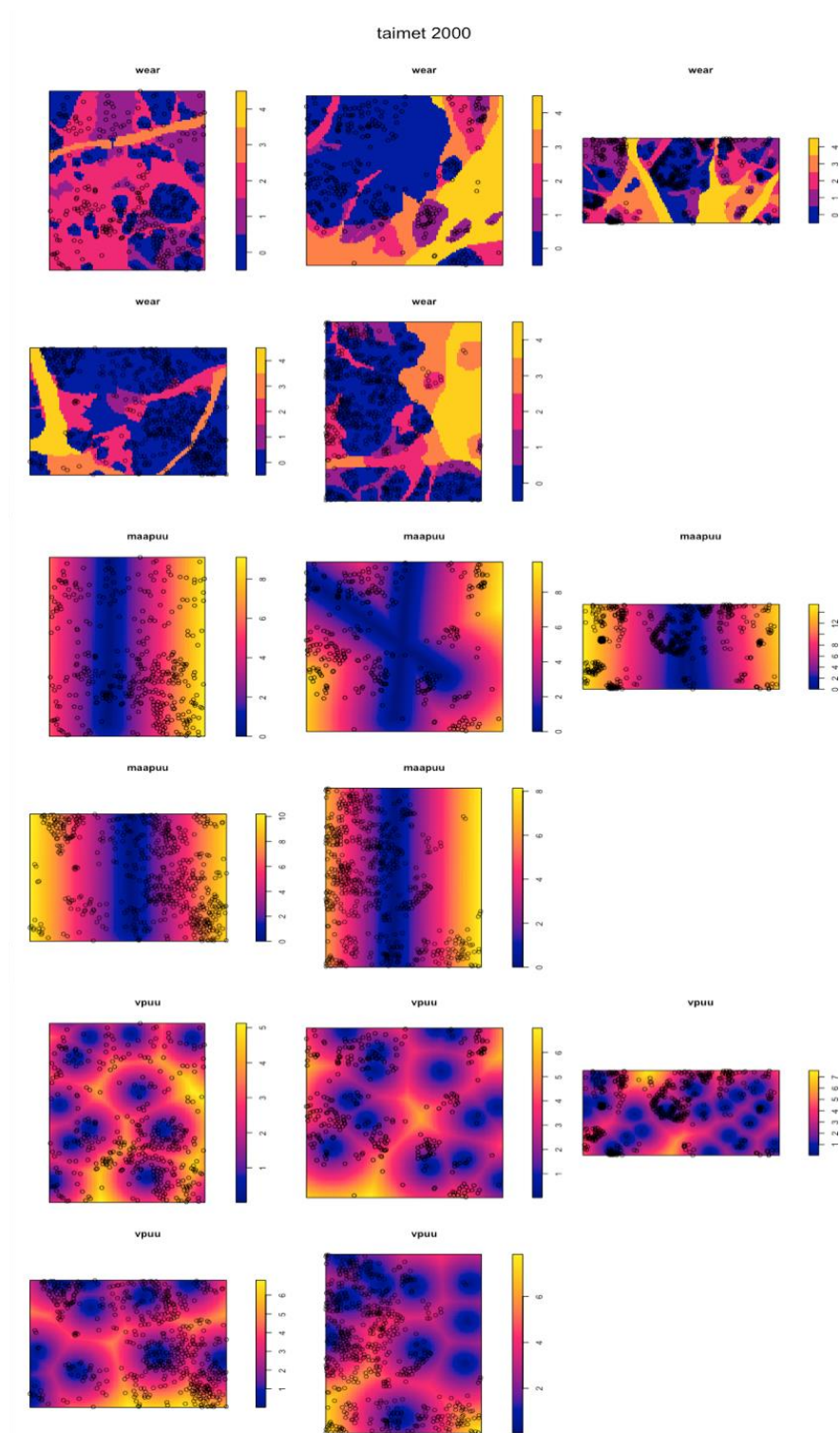
Kuva 22. Tutkimusaloilla vuonna 2000 havaituista pihlajantaimista luotu pistekuvio (vasemmalla) ja aineistoon sovitetun mallin simuloima pistekuvio (oikealla) eroavat toisistaan huomattavasti.

Malli selittää aineistoamme kuitenkin jossain määrin, joten taimien spatiaalista jakautumista mallin perusteella merkitsevien muuttujien (Taulukko 8) suhteen tarkastellaan alla havaintoaineiston pohjalta.

Taulukko 8. Analyysimallien tunnusluvut pihlajan (sorbus) ja muiden lajien (muut) taimiaineistoille vuosina 2000 ja 2010. Tilastollisesti merkitsevät arvot on lihavoitu.

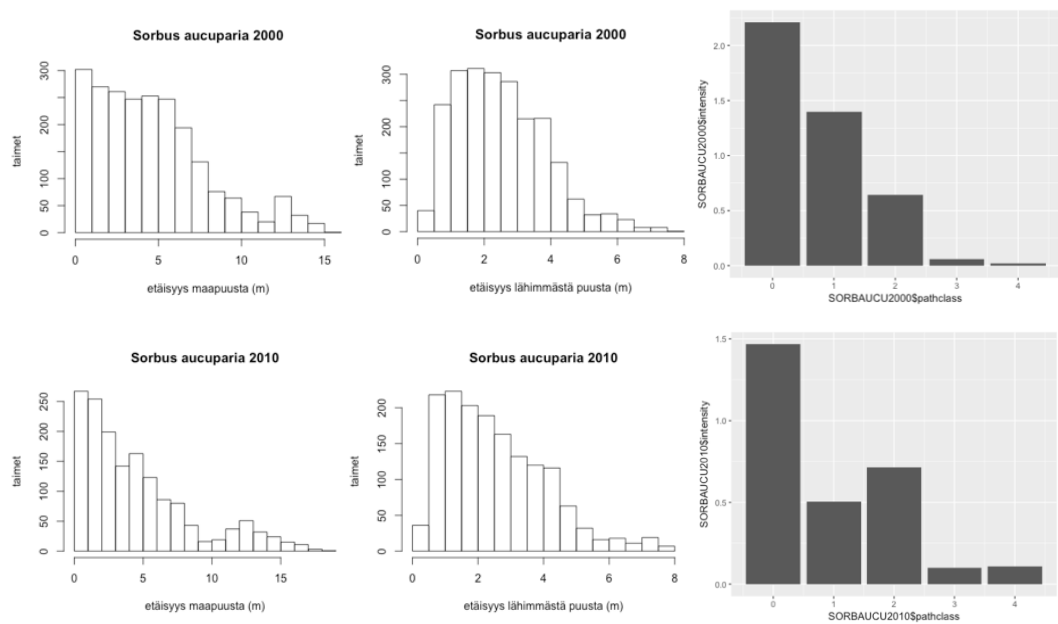
	sorbus 2000		sorbus 2010		muut 2000		muut 2010	
	Est.	Pr(> t)	Est.	Pr(> t)	Est.	Pr(> t)	Est.	Pr(> t)
(Intercept)	0,68	2,00E-16	0,44	3,23e-09	-3,08	< 2e-16	-1,51	6,6e-12
maapuu	0,04	1,74e-06	0,03	0,000237	0,14	1,13e-08	-0,02	0,41254
vpuu	-0,03	0,141643	-0,09	1,58e-05	0,22	0,00029	-0,06	0,30578
wear1	0,34	0,00289	-1,47	< 2e-16	-0,95	0,34877	-0,77	0,05234
wear2	-0,84	6,67e-11	-0,73	1,15e-06	0,39	0,35277	-1,12	0,14942
wear3	-2,71	4,24e-06	-2,34	< 2e-16	-2,00	0,07337	-1,65	0,00186
wear4	-3,73	0,00016	-3,23	1,53e-08	-3,45	0,22806	-1,70	0,20667
maapuu:wear1	-0,03	0,10642	0,09	0,000230	-0,61	0,17508	-0,04	0,65467
maapuu:wear2	-0,07	0,00339	0,02	0,550462	-0,41	0,00096	-0,23	0,35221
maapuu:wear3	-0,17	0,12545	-0,05	0,126321	0,01	0,95610	-0,11	0,32677
maapuu:wear4	-0,01	0,55977	0,03	0,745064	-0,04	0,92027	-0,36	0,28110

Havaintoaineiston tarkastelun perusteella taimien spatiaaliseen jakautumiseen tutkimusaloilla vaikutti merkittävimmin kuluneisuusluokka. Kovariaattikuvien päälle asetettujen taimihavaintojen pistekuvioiden pisteet ryhmittäytyivät selkeimmin kuluneisuusluokkien mukaan. Suurin osa taimihavainnoista sijoittui kuluneisuusluokkaan 0, eli kulumattomaksi määritellylle metsänpohjalle. Maapuiden ja varttuneiden puiden suhteen yhtä selkeää trendiä ei ollut havaittavissa. (Kuva 23)

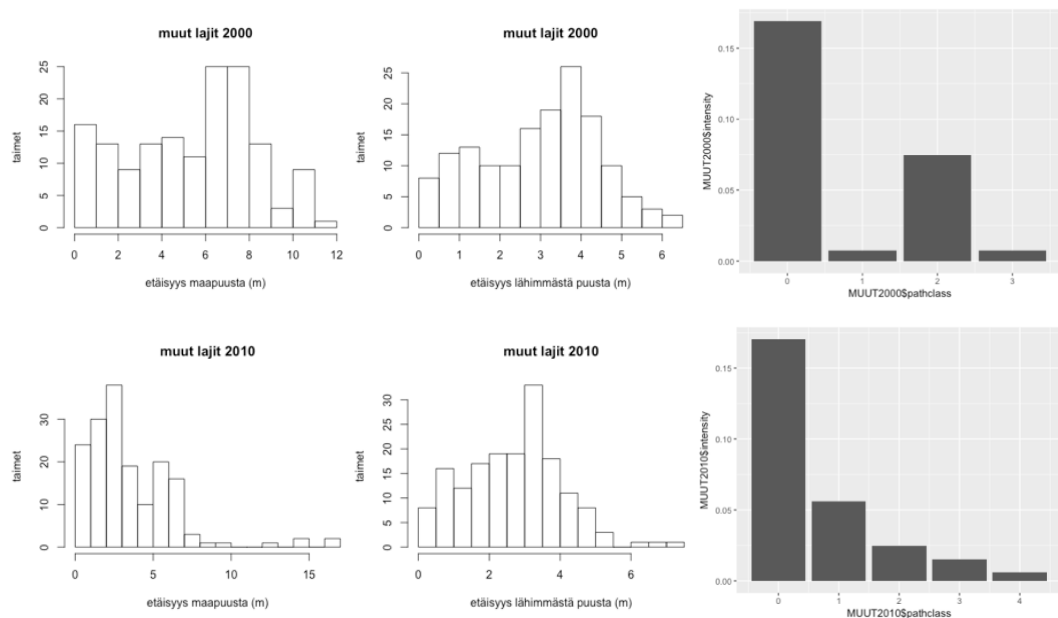


Kuva 23. Taimihavaintojen jakautuminen tutkimusaloilla vuonna 2000 kuluneisuusluokan 0-4 (yllä), maapuun (keskellä) ja lähimmän varttuneen puun (alla) suhteen. Selkeimmin taimien spatiaalista jakautumista määrittä kuluneisuusluokka.

Taimien spatiaalisessa jakautumisessa tutkimusaloilla oli sekä pihlajan että muiden lajien aineistossa molempina aineistonkeruuvuosina selkeää korrelaatio kuluneisuusarvon ja taimi-intensiteetin välillä. Taimi-intensiteetti oli suurimmillaan kuluneisuusluokassa 0 ja pienimmillään kuluneisuusluokissa 3 ja 4 (Kuva 24 ja 25). Suuri muiden lajien taimi-intensiteetti kuluneisuusluokassa 2 vuonna 2000 (Kuva 25) selittyy ko. kuluneisuusluokan huomattavan suuresta pinta-alasta yhdellä tutkimusaloista, sekä taimien alhaisesta lukumäärästä, jonka seurauksena pienetkin erot korostuvat. Maapuun suhteen pihlajan taimi-intensiteetti oli korkein maapuun välittömässä läheisyydessä molempina aineistonkeruuvuosina (Kuva 24). Muiden lajien taimet esiintyivät melko tasaisesti 0-9 metrin etäisyyksillä maapuusta vuonna 2000 ja vuonna 2010 etenkin 0-7 metrin etäisyydellä maapuusta (Kuva 25). Vuoden 2000 esiintymiseen vaikutti selkeästi ryhmä kuusen taimia yhdellä tutkimusalalla 6-8 metrin etäisyydellä maapuusta. Vuonna 2010 tämän ryhmän taimimäärä oli enää alle puolet vuoden 2000, mutta vaikutti edelleen muiden lajien taimien esiintymisjakaumaan. Sekä pihlajan, että muiden lajien taimet välttivät varttuneiden puiden välitöntä läheisyyttä (0-0,5 metriä). Lähimmän varttuneen puun suhteen pihlajan taimi-intensiteetti oli korkein 1-3 metrin etäisyyksillä (Kuva 24). Muiden lajien taimet sijoituivat vuonna erityisesti 0,5-4,5 metrin etäisyydelle lähimmästä varttuneesta puusta (Kuva 25). Taimien esiintyminen väheni radikaalisti 6-8 metrin etäisyydellä maapuusta ja 5 metrin etäisyydellä lähimmästä varttuneesta puusta, mikä saattaa osittain johtua tutkimusalojen koosta ja ko. objektien sijoittumisesta aloille. Maapuut ja varttuneet puut veivät sen verran paljon tilaa tutkimusaloilla, ettei kasvutilaa suurilla etäisyyksillä näistä objekteista ollut tarjolla. Esimerkiksi keskellä 15 metriä leveää tutkimusalaa makaavan maapuun suhteen tutkimusalan reunat tulevit vastaan ennen 8: aa metriä.



Kuva 24. Pihlajan taimien spatiaalinen jakautuminen tutkimusaloilla maapuun (vasemmalla), lähimmän varttuneen puun (keskellä) ja kuluneisuusluokan (oikealla) suhteen vuosina 2000 (n=2220, yläriivi) ja 2010 (n=1566, alarivi).



Kuva 25. Muiden lajien taimien spatiaalinen jakautuminen tutkimusaloilla maapuun (vasemmalla), lähimmän varttuneen puun (keskellä) ja kuluneisuusluokan (oikealla) suhteen vuosina 2000 (n=152, yläriivi) ja 2010 (n=167, alarivi). Vuonna 2000 kuluneisuusluokassa 4 ei esiintynyt yhtään taimea.

4. Tulosten tarkastelu

Tämä tutkielma antaa alustavaa näyttöä siitä, että maapuut voisivat tarjota taimille suojaa tallaukselta. Maapuun läheisyys vaikutti positiivisesti pihlajan ja ryhmän muut lajit taimien esiintymiseen, joskaan ei yksiselitteisen selkeästi. Metsänpohjan kuluneisuus sen sijaan vaikutti taimi-intensiteettiin selkeästi. Kulumattomalla metsänpohjalla (kuluneisuusluokka 0) esiintyi runsaimmin taimia, ja voimakkaasti kuluneilla alueilla (kuluneisuusluokat 3 ja 4) vähiten taimia.

Tutkimuksessa käytettyjen analyysimallien tulokset antavat olettaa, että myös maapuulla ja varttuneilla puilla olisi vaikutusta taimettumiseen. Muuttujien merkitystä uudistumiselle ei kuitenkaan pystytty osoittamaan ja kuvaamaan tyhjentävästi, johtuen analyysimallien puutteellisuudesta, sekä mahdollisesti mallintamisen ulkopuolelle jääneiden tekijöiden, kuten kivien ja kantojen muodostaman pienoistopografian vaikutuksesta.

4.1. Maapuukäsittelyllä ei odotetun kaltaista vaikutusta taimimääriin tutkimusaloilla

Taimimäärissä oli havaittavissa selkeä laskeva trendi vuodesta 1998 vuoteen 2010, lukuun ottamatta koivuja. Koivuja esiintyi tutkimusaloilla vuonna 2010 (142 kappaletta) runsaammin kuin vuonna 1998 (125 kappaletta). Pihlajan, kuusen, muiden lajien ja etenkin haavan taimimäärät laskivat vuosien saatossa huomattavasti. Taimimäärän lasku selittyy paitsi vähentyneellä uudistumisella, myös taimien kasvulla ulos taimen määritelmästä (< 200 cm). Taimien kasvamisen tarkastelu vaatisi oman erillisen lisäanalyysinä, joka jää tämän gradun tarkastelun ulkopuolelle, ja suoritetaan mikäli aineistosta kirjoitetaan tieteellinen käsikirjoitus.

Yleisen lineaarisen sekamallin tunnuslukujen perusteella käsittely vaikutti tilastollisesti merkitsevästi koivujen, pihlajan ja haavan taimimääriin. Kuusen ja ryhmän ”muut lajit” taimimäärään käsittelyllä ei ollut yleisen lineaarisen sekamallin perusteella tilastollisesti merkitsevää vaikutusta.

Analyysimalliin pohjautuvan ennusteen perusteella pelkkä aukko latvuserroksessa vaikuttaisi negatiivisesti koivujen taimimäärään etenkin pitkällä aikavälillä, mikä tukee Haurun ym. (2012b) havaintoa maalaismetsistä tutun aukkoteorian pätemättömyydestä kaupunkimetsissä. Koivujen on aiemmin havaittu assosioivan vain heikosti latvusaukkoihin (Lehvävirta ym. 2004). Takahashi ym. (2009) havaitsivat koivun taimien jopa välttävän aukkohabitaatteja. Voimakkaan tallauksen (kuluneisuusluokat 3 ja 4) lisääntyminen (Penttinen 2017), voi olla syynä koivujen huonoon menestykseen aukkoaloilla. Latvusaukon lisäämä valoisuus voi osaltaan selittää aukkoalojen lisääntyntä tallausta. Lisäksi ainakin hieskoivun (*Betula pubescens*) on aikaisemmin todettu olevan erityisen herkkä tallaukselle, kun taas pihlaja (*Sorbus aucuparia*) ja haapa (*Populus tremula*) sietävät jossain määrin tallausta (Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2012b). Analyysimallin ennusteen perusteella aukkokäsittely olisi hyödyllisin ja maapuukäsittely vähiten hyödyllinen pihlajan ja haavan taimille. Lyhyellä aikavälillä aukko latvuserroksessa vaikutti haavan taimimäärien ennustearvoihin positiivisesti. Haapa on herkkä varjostamiselle ja vaatii kostean maaperän (Latva-Karjanmaa ym. 2003, de Chantal ym 2005), joten sen hyötyminen puuttomasta alasta on loogista.

Penttinen (2017) osoitti tutkielmassaan maapuun lisäävän kulumattoman metsänpohjan osuutta tutkimusaloilla. Lisäksi suojaava vaikutus näytti ulottuvan vain 1,6 metrin etäisyydelle maapuusta (Penttinen 2017). Vaikka tallaus vähenisikin, voi keskimääräisenkin tallauspaine olla joillekin lajeille liikaa. Jotkin lajit saattavat kärsiä jo satunnaisesta tallauksesta siinä määrin, että uudistuminen ja selviytyminen kärsivät. Lajien ominaisuudet vaikuttavat niiden reagoimiseen vähenevään tallauspaineeseen (Lehvävirta ym. 2004). Toisilla lajeilla vaste on nähtävissä nopeammin kuin toisilla. Taimet saattavat reagoida vähentyneeseen tallaukseen tutkimaamme pidemmällä aikajänteellä. Penttisen (2017) tulosten

perusteella maapuukäsittelyn vaikutus metsänpohjan kuluneisuuteen oli merkittävä heti käsittelyn jälkeen, mutta kulumattoman metsänpohjan osuus maapuualoilla alkoi laskea tästä huipputasosta jo kahden vuoden kuluttua käsittelystä (kts. Kuva 2). Maapuu lisäsi kulumattoman metsänpohjan osuutta (kuluneisuusluokka 0) Penttisen mukaan huomattavasti, mutta esimerkiksi kuluneisuusluokkien 2 ja 3 osuus tutkimusaloilla oli vuonna 2010 lähes sama kuin vuonna 1998 ennen käsittelyä (kts. Kuva 2).

Hamberg ym. (2009) esittivät ekologisesti kestävästä kaupunkimetsästä perusedellytyksiksi vähintään kolmen hehtaarin kokoa ja mahdollisimman pyöreää tai muutoin yhtenäistä muotoa. Helsingin kaupunkimetsät ovat suurelta osin alle 10 ha kokoisia ja useimmiten pitkulaisia muodoltaan (Saukkonen 2011, Vierikko ym. 2014). Vaikka metsälaikun koko ei suoranaisesti vaikuttaisikaan puuston uudistumiseen, epäsuorat vaikutukset ja monimuotoisuuden väheneminen metsälaikun kutistuessa ovat merkityksellisiä (Hanski 2013). Lisäksi polkujen vaikutus voi ulottua jopa kahdeksan metrin päähän itse polusta (Hamberg ym. 2008). Vaikka tutkimusalat pyrittiin valitsemaan niin, etteivät ne sijaitse metsälaikun reunassa, voi reunavaikutus silti olla merkittävä tekijä taimien uudistumiselle, etenkin kaupunkimetsille ominaisilla pienillä metsälaikuilla.

4.2. Maapuulla välillinen vaikutus taimien spatiaaliseen jakautumiseen tutkimusaloilla

Merkittävimmän taimien spatiaaliseen jakautumiseen tutkimusaloilla vaikutti kuluneisuusluokka. Penttinen (2017) osoitti maapuun lisäävän kulumattoman metsänpohjan osuutta tutkimusaloilla, joten maapuulla voidaan olettaa olevan taimettumiseen välillinen positiivinen vaikutus. Pihlajan taimet vaikuttivat esiintyvän etenkin lähellä maapuuta, mutta taimihavaintojen etäisyysjakauma oli hyvin samankaltainen satunnaispisteiden etäisyysjakauman kanssa, vaikka ne vuonna 2010 erosivatkin toisistaan tilastollisesti merkitsevästi. Myös ryhmän muut lajit taimet esiintyivät satunnaispisteitä lähempänä maapuuta. Varttuneiden puiden

läheisyys näytti jokseenkin suotuisalta pihlajan taimille, lukuun ottamatta aivan välitöntä 0-0,5 metrin etäisyyttä puusta, joka voisi Lehvävirran ym. (2004) mukaan olla juuri se säde, jolla objekti tarjoaa suojaa tallaukselta. Muiden lajien taimet eivät suosineet varttuneiden puiden läheisyyttä. Varttuneet puut voivat suojavaikutuksen sijaan myös haitata taimien selviytymistä varjostuksen, resurssikilpailun ja lehvästön sadeveden pidättämisestä aiheutuvan kuivemman maaperän vuoksi (Leemans 1991, Kuuluvainen & Juntunen 1998, Lehvävirta ym. 2004, de Chantal ym. 2005). Lisäksi puiden ja taimien välillä on havaittu lajikohtaisia vuorovaikutussuhteita, jotka voivat vaikuttaa taimien esiintymiseen (viitteet julkaisuissa: Lehvävirta & Rita 2002, Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2012b).

Useiden lajien taimimäärät olivat maapuualoilla hyvin alhaisia läpi tutkimusjakson. Pienen otoskoon vuoksi tilastollisia merkitsevyyksiä ei saatu aina näkyviin, eikä maapuun mahdollista vaikutusta näin ollen voitu todentaa. Yksittäisillä koealoilla vaikuttavien satunnaisten tekijöiden vaikutukset taimien esiintymiseen korostuivat tuloksissa otoskoon ollessa pieni. Esimerkiksi vuonna 2000 yli puolet maapuualoilla esiintyneistä kuusen taimista kasvoi erään koealan yhdessä nurkassa 6-8 metrin etäisyydellä maapuusta, ja vertailussa satunnaispisteet sijoittuivat näin ollen vuonna 2000 kuusen taimia lähemmäs maapuuta. Pihlajan taimien kohdalla sen sijaan suuresta otoskoosta johtuen havaintopisteiden ja satunnaispisteiden etäisyysjakaumia tarkasteltaessa ilmeni tilastollinen merkitsevyys, mutta ero pihlajantaimien ja satunnaispisteiden sijoittumisessa maapuun suhteen on niin pieni, että sen ekologinen merkitys jää epävarmaksi.

Maapuut ovat, etenkin yksittäisinä, alttiita häviämään metsänkäyttäjien kuluttaessa ja siirrellessä niitä. Kokeen alkamisen aikaan maapuut olivat helsinkiläisille metsänkäyttäjille täysin uusi konsepti ja ne ovat saattaneet näyttäytyä jopa houkuttimina esteiden sijaan. Paikoin maapuita havaittiin kokeen aikana muun muassa käytetyn penkkeinä, ja ainakin yhdeltä tutkimusalalta ensimmäinen maapuu oli korjattu talteen ilmeisesti polttopuuksi. Puolet alkuperäisistä maapuista oli kadonnut koealoilta vuoden 2010 aineistonkeruuseen mennessä. Metsänkäyttäjien ennalta arvaamaton reagointi maapuihin ja muutokset maapuuaineistossa ovat

vaikuttaneet tuloksiin, ja maapuun todellinen potentiaali kulutusta ohjaavana esteenä on voinut jossain määrin peittyä näiden kartoittamatta jääneiden muuttujien vaikutuksesta. Nykyisin, kun maapuut ovat yleisempiä ja tutumpia objekteja kaupunkimetsissä, olisi mielenkiintoista toteuttaa uusi tutkimus niiden merkityksestä kulumiselle ja taimettumiselle uusilla otantamenetelmillä.

4.2.1. Taimi-intensiteettiä selittävää mallia koskevat kehitysajatukset

Nyt käyttämämme malli ei onnistunut simuloimaan taimihavaintojen laikuittaisuutta, minkä vuoksi taimihavaintojen pistekuvio oli huomattavasti ryhmittyneempi kuin analyysimallista simuloitu pistekuvio. Taimien ryhmittymistä aiheuttavat tekijät tulisi selvittää, ja ottaa mahdollisuuksien mukaan huomioon analyysimallissa. Ainakin pihlajan lisääntymistapa versomalla aiheuttaa taimien ryhmittymistä, jonka voisi analyysimallissa ottaa huomioon spatiaalisella autokorrelaatiolla, jota ei vielä ole koodattu mppm-funktioon. Lisäksi siemensadannan laikuittaisuus (Leemans 1991) ja puhdas sattuma voivat olla taimien ryhmittymisen takana.

Tutkimusalan satunnaisvaikutus taimi-intensiteettiin tulisi lisätä malliin. Nyt käyttämämme malli olettaa, että taimitiheydet ovat samanlaisia kaikilla tutkimusaloilla, mutta todellisuudessa tutkimusalojen välillä on huomattavia eroja taimien intensiteetissä. Tutkimusalan satunnaisvaikutuksen voisi ottaa malliin mukaan vakiotasolla, jolloin sen oletettaisiin vaikuttavan taimien intensiteetin perustasoon. Monimutkaisempien satunnaismallien kohdalla estimointi voi osoittautua ongelmalliseksi, kun maapuualoja on vain 5-7. Maapuun voidaan olettaa aiheuttavan muutoksia tutkimusalan kuluneisuuteen, joka puolestaan vaikuttaa taimi-intensiteettiin. Ajallinen muutos sekä vasteessa (taimi-intensiteetissä), että selittäjässä (kuluneisuudessa) tulisi lisätä malliin.

Kuluneisuuden ja maapuun yhteisvaikutus on todennäköisesti hyvin hankalasti estimoitavissa kuluneisuusluokille 1, 2, 3 ja 4, joiden pinta-alat ja taimi-intensiteetit

tutkimusaloilla olivat pieniä. Maapuun vaikutuksen tutkiminen kuluneisuusluokissa 3 ja 4 on turhaa, sillä niissä ei esiintynyt juurikaan taimia. Toisin sanoen siellä missä tallaus on tarkasteluvuonna voimakasta, ei esiinny taimia, eli voimakkaan tallauksen alueilla (kuluneisuusluokissa 3 ja 4) maapuu pystyy tuskin tarjoamaan suojaa tallaukselta, sillä kyseessä on luultavimmin vakiintunut polku tai oleilupaikka.

Lisäksi mallissa taimi-intensiteetin riippuvuus kovariaateista on määritetty lineaariseksi. Etäisyyden maapuusta ja lähimmästä puusta vaikutus taimi-intensiteettiin ei kuitenkaan ole välttämättä lineaarinen. Maapuun suhteen optimaalisin sijainti taimille voi olla jollain tietyllä etäisyydellä maapuusta, laskien siitä sekä maapuun suuntaan, että kauemmaksi mentäessä. Riippuvuussuhteet taimien ja varttuneiden puiden välillä voivat olla monimutkaisia, sillä varttuneet puut voivat tarjota taimille paitsi suojaa tallaukselta, myös vaikeuttaa niiden selviytymistä resurssikilpailun seurauksena.

Taimettumiseen vaikuttavien muuttujien ja niiden yhteisvaikutuksen mallintaminen osoittautui hankalaksi. On epäselvää, mitkä lainalaisuudet todellisuudessa pätevät tutkimiemme metsäalojen kaltaisilla alueilla, joilla olosuhteet ovat voimakkaan kuluneisuuden seurauksena rankat, ja luonnolliseen dynamiikkaan vaikuttavia tekijöitä lukuisia. Sopivaa analyysimallia voitaisiin lähteä kehittämään bayesilaisittain ottaen huomioon sekä ennakkotiedot tutkittavasta ilmiöstä, että havaintoaineiston tarkastelun pohjalta tuotettu informaatio.

4.3. Tutkimukseen liittyvät epävarmuudet ja parannusehdotukset

Kaupunkimetsät ovat luonnollisen dynamiikan ja ihmisvaikutuksen muokkaamia kokonaisuuksia, joissa ilmiöihin vaikuttavia tekijöitä, ja niiden yhteisvaikutuksia on lukemattomia (Lehvävirta 2007). Kaikkia taimien esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä on mahdotonta ottaa huomioon. Valo-olosuhteiden ja tallauksen ohella

myös muut tekijät, kuten maaperän kosteus, pH, sekä happi- ja typpiolut vaikuttavat eri puulajien taimettumiseen ja kasvuun (Jankovska ym. 2015) ja voivat siten osaltaan selittää muutoksia taimimäärissä eri tutkimusaloilla.

Vaikka tutkimusalat arvioitiin alkutilanteessa visuaalisesti samankaltaisiksi rakenteeltaan, oli taimimäärissä eroja jo ennen käsittelyjä, mikä voi vaikuttaa tuloksiin. Esimerkiksi isojen puiden määrä tutkimusaloilla vuonna 1998 vaihteli 8:sta 53:een. Erot puiden määrässä ja sijoittumisessa tutkimusaloilla on voinut aiheuttaa eroja tutkimusalojen taimettumisessa. Varttuneet puut määrittävät pitkälti ravinteiden ja valon jakautumista metsälaikulla, ja vaikuttavat sitä myöten myös taimien esiintymiseen (Hauru ym. 2012b). Taimimäärä tutkimusaloilla vuonna 1998 vaihteli suuresti; vähimmillään taimia oli viisi ja enimmillään 780 kappaletta. Vaikka lähtötilanne otettiin analyysissä huomioon, voi vähäinen taimimäärä alkutilanteessa kielä eroista joissain muissa, tässä tutkimuksessa huomioimatta jääneissä, taimettumiseen liittyvissä tekijöissä. Myös metsänpohjan kuluneisuudessa tutkimusaloilla oli eroja eri käsittelyiden välillä jo ennen käsittelyjä (Penttinen 2017). Lisäksi tutkimusalan sijainnilla, esimerkiksi ympäröivällä infrastruktuurilla, on suuri merkitys. Ympäröivän asutuksen määrä vaikuttaa metsänpohjan kulumiseen (Lehvävirta 1999, Malmivaara-Lämsä ym. 2002). Metsän sijainti määrittää osittain sen, ketkä metsää käyttävät. Metsänkäyttäjryhmien välillä on eroja reittien valinnassa ja merkittyjen reittien ulkopuolelle poikkeamisessa (Kohtala 2008, Korpilo ym. 2018b). Metsäaloilla, joiden lähistöllä on kouluja tai päiväkoteja, kulutus on todennäköisesti spatiaalisesti hajanaisempaa kuin niillä metsäaloilla, joiden käyttäjät koostuvat lenkkeilijöistä.

Metsänkäyttäjien haluja ja mieltymyksiä on vaikea ennustaa, ja ne ovat voineet vaikuttaa tutkimuksen tuloksiin. Maapuun vaikutus metsässä kulkijan käyttäytymiseen voi olla paitsi luotaantyöntävä, myös puoleensavetävä. Esimerkiksi lapset ja koirat voivat kokea metsänpohjan objektit houkutteleviksi, minkä seurauksena maapuulla voi olla tallasta lisäävä vaikutus ympäristöönsä. Myös metsänhoidosta päättävien tahojen toiminta vaikutti maapuuainekseen tutkimusaloillamme. Yhdellä tutkimusosalalla maapuu oli poistettu vahingossa ja

toisella siitä syystä, että se aiheutti roskaantumista houkuttelemalla laitapuolen kulkijoita tarjoamalla istumapaikan.

Vaikka kartoitettu aineisto on poikkeuksellisen tarkka ja runsas suhteessa aineiston vaatimaan työmäärään, pieni otoskoko osoittautui ongelmaksi monien puulajien taimien kohdalla. Tutkimusaloja oli jokaista käsittelyä kohden kuusi kappaletta, eikä lajitasolla tarkastellessa edes jokaiselta tutkimusalalta löytynyt kaikkia taimilajeja. Etenkin pelkkiä maapuualoja tarkasteltaessa otoskoot olivat paikoin huolestuttavan pieniä, jolloin otantavirhe kasvaa. Toisaalta tutkimuksen kohteeksi valittiin nimenomaan kuluneita metsäaloja, joten vähäiset taimimäärät eivät ole yllätys. Lehvävirran ym. (2014) aineistossa eri puulajien taimitiheydet hehtaaria kohden kaupunkimetsissä keskimäärin olivat huomattavasti suurempia kuin tämän tutkimuksen tutkimusaloilla.

Maapuut oli tässä tutkimuksessa kaadettu tutkimusaloille puun helppo kaadettavuus, koko ja laji huomioiden, eikä tutkimuksessa seurattu ja haastateltu alueen käyttäjiä heidän toimintatapojensa ja tarpeidensa selvittämiseksi. Polkujen seuraaminen on merkittävin syy metsänkäyttäjien kulkureitin valintaan (Kohtala 2008), ja tuttuja polkujaan kulkeva metsänkäyttäjä saattoi joko ylittää tai kiertää keskelle polkua kaadetun maapuun, jolloin polkuverkosto ei välttämättä typisty, vaan polut vain reitittyvät uudelleen. Maapuun ylittäviä ja kiertäviä polkuja oli havaittavissa osalla tämän tutkimuksen tutkimusaloista. Maapuiden suunnitelmallisemmalla sijoittelulla esimerkiksi suunnittelemalla yhdessä alueen käyttäjien kanssa voitaisiin saavuttaa merkittäviä tuloksia esimerkiksi polkujen leviämisen ehkäisemisessä (Korpilo 2018a).

4.4. Yleisiä huomioita tutkimuksen tuloksista

Tämän tutkimuksen tulokset tukevat aiempia havaintoja taimien vähentymisestä virkistyskäytön seurauksena kaupunkimetsissä (Hauru ym. 2012b, Lehvävirta & Rita 2002). Tiheään asutuilla alueilla kaupunkimetsän virkistyskäyttö ja

uudistumiskyvyn heikentyminen kulkevat käsi kädessä (Lehvävirta 1999, Arnberger 2006).

Lajien erilainen reagoiminen antropogeenisiin tekijöihin voi aiheuttaa muutoksia lajiston koostumuksessa (Lehvävirta 2007). Pihlajantaimien runsaus saattaa olla merkki puuston lajisuhteiden meneillään olevasta muutoksesta, vaikka taimien lajisuhteista ei voikaan varmuudella täysin päätellä tulevaa puustoa (Lehvävirta & Rita 2002). Tutkimusaloillamme lajisuhteiden muutoksen puolesta puhuu myös nykyisen pääpuulajin kuusen taimien vähäisyys. Kuusi (*Picea abies*) kärsii metsälaikkujen pirstoutumisesta, päinvastoin kuin monet lehtipuut (Lehvävirta 2007). Vaikka kulutuksella on kaikkiaan negatiivinen vaikutus metsän uudistumiseen, aiheutuu ihmistoiminnasta joitakin positiivisia vaikutuksia, jotka kohdistuvat lehtipuihin (Lehvävirta & Rita 2002). Myös tämän tutkimuksen aineistossa lehtipuiden, etenkin pihlajan (*Sorbus Aucuparia*) taimet olivat selkeästi runsaimpia. Kasvullisesti lisääntyvät lajit, kuten pihlaja ja haapa voivat tyvi- ja juurivesojen avulla lisääntyä stressaavissa oloissa, kuten kovan kulutuspaineen alla, ja menestyä siemenistä lisääntyviä lajeja, kuten kuusta paremmin (Del Tredici 2001). Intensiivisen tallauksen seurauksena myös vesojen avulla lisääntyminen hankaloituu maan tiivistymisen ja juurien vaurioitumisen seurauksena (Hauru ym. 2012b).

Tutkimusaloilta kartoitetuista taimista 87 % oli pihlajan taimia, mikä tukee aiempia havaintoja pihlajan runsaasta lisääntymisestä kaupunkimetsissä (mm. Hamberg ym. 2009 ja 2008, Levhävirta & Rita 2002). Pihlajan runsastuminen voi olla merkki metsän rehevöitymisestä, joka kaupunkimetsissä aiheutuu liikenteen päästöistä (Vierikko ym. 2014), lisääntyneestä reunavaikutuksesta ja metsäkäyttäjien lemmikkien jätöksistä (Hamberg ym. 2009). Pihlaja vaikuttaa olevan vahvin kovassa kulutuspaineeissa selviytyjä (Lehvävirta ym. 2004, Levhävirta & Rita 2002), ja virkistyskäytön aiheuttama tallaus voi jopa edesauttaa sen selviytymistä (Hamberg ym. 2009, Malmivaara-Lämsä ym. 2008b). Pihlaja voi muodostamiensa tiheikköjen ansiosta laskea metsälaikun virkistysarvoa (Hamberg ym. 2009). Toisaalta tiheikköjen muodostaminen voi tarjota suojaa tallaukselta paitsi oman

lajin, myös muiden lajien taimille metsänkäyttäjien välttäessä tiheikköjen läpi kulkemista (Hauru ym. 2012b). Jo pienen ryhmän tarjoama suojaava vaikutus turvaa yksittäisten taimien selviytymisen (Hauru ym. 2012b) ja taimet esiintyvätkin kovan kulutuspaineen alla usein ryhmissä (Lehvävirta ym. 2014, Hauru ym. 2012b).

Pihlajan runsastumisen kontrollointi on iso osa Helsingin kaupunkimetsien hoitoa, eikä siihen ole vielä löytynyt toimivaa työkalua (Hamberg ym. 2015). Tässä tutkimuksessa käytetyssä aineistossa pihlajan taimimäärät kuitenkin laskivat ajan saatossa runsaasti siinä missä muidenkin lajien taimimäärät. Tutkimuksen kohteena olevilla metsälaikuilla ei tehty harvennuksia, tai muunkaan laisia hoitotoimenpiteitä 12 vuoteen, mikä on saattanut hillitä pihlajan vesomista. Luonnollisen dynamiikan salliminen voisi siis tuoda helpotusta pihlajan runsastumisen tuottamaan päänsävaivaan.

4.5. Tutkimuksen tulosten hyödyntäminen

Tämä tutkielma käsitteli kaupunkimetsien uudistumista, joka on ajankohtainen aihe asutuksen keskittyessä aina vain enemmän kaupunkialueille ja kasvavan kulutuspaineen muodostuessa uhaksi metsän uudistumiselle (Lehvävirta 1999, Tyrväinen ym. 2005, Niemelä ym. 2010). Suomessa kolmasosan väestöstä on ennustettu asuvan pääkaupunkiseudulla vuoteen 2040 mennessä (MDI 2019). Kaupunkimetsät ovat ainutkertaisen tärkeitä kaupungin ekologialle ja asukkaille tuottamiensa lukuisten ekosysteemipalvelujen vuoksi (mm. Bolund ja Hunhammar 1999, Burian & Pomeroy 2010, Yli-Pelkonen 2013, Elmqvist ym. 2015, Silvennoinen ym. 2017). Maapuut voivat tukea kaupunkimetsien uudistumista toimimalla metsänkäyttäjien kulkua ohjaavana esteenä (mm. Lehvävirta 1999, Lehvävirta & Rita 2002, Lehvävirta ym. 2004, Hauru ym. 2012b). Lisäksi maapuu edustaa lahopuuta, jota nykyisten metsänhoitotoimenpiteiden seurauksena on kaupunkimetsissä liian vähän. Lahopuu tarjoaa kasvupaikkoja taimille (Hofgaard 1993, Esseen ym. 1997, Kuuluvainen & Juntunen 1998, Kuuluvainen & Kalmari

2003, Ettinger ym. 2017) ja on merkittävä osa metsän monimuotoisuuden ja luontaisen dynamiikan tukemista (Siitonen 2001, Jonsson ym. 2005, Metla 2009, MCPFE 2015). Tässä tutkimuksessa maapuun merkitys metsän uudistumiselle lahoppuuna ei tullut esille, mutta on otettava huomioon, että tutkimme vain lyhyttä ajanjaksoa ja kuluneita metsäaloja. Tarkastelemamme 11 vuoden tutkimusjakso on vain murto-osa lahoppuun elinkaaresta (Hofgaard 1993), mutta jo sen aikana huomattavan määrän taimia havaittiin kasvavan maapuun välittömässä läheisyydessä. Voikin olla, että maapuun rooli kasvualustana korostuu ajan kuluessa. Taimet esiintyivät maapuualoilla yleisesti kuluneisuusluokassa 0. Tämä havainto yhdistettynä Penttisen (2017) havaintoon maapuun positiivisesta vaikutuksesta kulumattoman metsänpohjan osuuteen osoittaa, että maapuu voi vaikuttaa suotuisien uudistumispaikkojen luomiseen, vaikkei sitä tämän tutkimuksen puitteissa pystyttykään osoittamaan aukottomasti.

Metsänkäyttäjien liikkumista kaupunkimetsissä on tutkittu paljon viime aikoina (mm. Korpilo ym. 2017, 2018a,b, Larson ym. 2018, Meyer ym. 2019). Kaupunkimetsien virkistyskäytön kartoittaminen tarjoaa suunnittelun ja metsänhoidon tueksi arvokasta spatiaalista tietoa siitä missä, miten ja ketkä metsää käyttävät (Korpilo ym. 2017). Tämän tutkielman kaltaista kaupunkiekologista tutkimusta tarvitaan tuottamaan tietoa siitä, miten metsä reagoi kulutuspaineeseen ja mitkä hoitotoimenpiteet ovat tehokkaita. Tallaus, metsäalan pirstoutuminen ja reunavaikutus ovat vakiintuneita tutkimuskohteita, joista edelleen tuotetaan tuoretta tietoa (Pickering & Norman 2017, Fornal-Pieniak ym. 2019, Veselkin ym. 2019) kaupunkimetsien uudistumisen tukemiseksi. Ekologisen tiedon yhdistäminen metsänkäyttäjien liikkumisesta esimerkiksi seurantasovellusten avulla kerättyyn tietoon mahdollistaa kaupunkimetsien uudistumisen tukemisen kohdistamalla tarvittavia hoitotoimenpiteitä sinne missä niille on todellista tarvetta, esimerkiksi tehostaa uudistumiselle suotuisien paikkojen luomista sijoittamalla kulutusta ohjaavia ja polkujen leviämistä estäviä esteitä alueille, joilla metsänkäyttäjät aktiivisimmin kulkevat (Korpilo ym. 2018a).

5. Kiitokset

Ensimmäiseksi haluan kiittää ohjaajaani Susanna Lehvävirtaa, joka on johdattanut minut kaupunkimetsätutkimuksen pariin, sekä antanut erinomaista ohjausta ja tukea graduprosessin aikana. On ollut suuri ilo tutustua sinuun ja oppia uutta ohjauksessasi. Mari Myllymäelle ja Miia Jaunille suuri kiitos avusta R:n käytössä ja tilastotieteellisen lahjakkuutenne hyödyntämisestä, jota ilman en olisi selvinnyt. Silviya Korpilolle kiitos paikkatieto-ohjelmistojen käytön opastuksesta. Kiitos Janille, joka on tuellaan mahdollistanut tämän tutkielman aikaansaamisen, sekä Väinölle, joka tuo iloa ja valoa jokaiseen päivääni.

6. Tutkimusprosessiin osallistuneet

Suunnittelu:	Susanna Lehvävirta
Ohjaus:	Susanna Lehvävirta, Miia Jauni, Mari Myllymäki
Aineistonkeruu:	Susanna Lehvävirta, Kaisa Hauru, tutkimusassistentit
Aineiston digitointi:	Susanna Lehvävirta, Silviya Korpilo, Inga Savolainen, tutkimusassistentit
Tilastolliset analyysit:	Miia Jauni, Mari Myllymäki, Inga Savolainen

7. Lähteet

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968: Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169–211
- Aluekehittämisen konsulttitoimisto MDI 2019: Väestöennuste 2040. Saatavilla http://www.mdi.fi/content/uploads/2019/02/220219_vaestoennuste_yhteenvedo.pdf.
- Alvey, A. 2006: Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry and Urban Greening* 4: 195–201.
- Araújo, M.B. 2003: The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 12: 5–12
- Arneberger, A. 2006: Recreation use of urban forests: An inter-area comparison, *Urban Forestry & Urban Greening* 4(3–4):135–144
- Bixler, R. D., Floyd, M. F., Hammit W. E. 2002: Environmental socialization. Quantitative Tests of the Childhood Play Hypothesis. *Environment and Behavior* 34(6): 795–818
- Bolund, P. & Hunhammar, S. 1999: Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29(2): 293–301
- Burian S. J., Pomeroy C. A. 2010: Urban impacts on the Water Cycle and Potential Green Infrastructure Implications. – Teoksessa: Aitkenhead-Peterson, J., Volder, A. (toim.), *Urban Ecosystem Ecology*: 277–296. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- de Chantal, M., Kuuluvainen, T., Lindberg, H., Vanha-Majamaa, I. 2005: Early regeneration of *Populus tremula* from seed after forest restoration with fire. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20 (6): 33–42
- De Vries S, Verheij R, Groenewegen P, Spreeuwenberg P. 2003: Natural environments, healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between nature and health. *Environment and Planning* 35(10):1717–1731
- Del Tredici, P. 2001: Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *The Botanical Review* 67(2): 121–140
- Duguay, S., Eigenbrod, F., Fahrig, L. 2007: Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology* 22(4): 589–599
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S.N., Svan der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J.N., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D. J., Kroneberg, J. & de Groot, R. 2015: Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current opinion in Environmental Sustainability* 14: 101–108
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47
- Ettinger, A., Lee, B. & Montgomery, S. 2017: Seed limitation and lack of downed wood, not invasive species, threaten conifer regeneration in an urban forest. *Urban ecosystems* 20(4): 877–888.
- Fornal-Pieniak, B., Ollik, M., Schwerk, A. 2019: Impact of different levels of anthropogenic pressure on the plant species composition in woodland sites. *Urban Forestry & Urban Greening* 38: 295–304

- Greene, D., F., Zasada, J., C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I. & Simard, M.-J. 1999: A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29(6): 824–839
- Gundersen, V. & Frivold, L. 2008: Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry and Urban Greening* 7:241–258.
- Gundersen, V., Frivold, L., Löfström, I., Jørgensen, B., Falck, J. & Øyen, B. 2005: Urban woodland management – The case of 13 major Nordic cities. *Urban Forestry and Urban Greening* 3:189–202.
- Hamberg, L., Lehvävirta, S., Kotze, J., Heikkinen, J. 2015: Tree species composition affects the abundance of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) in urban forests in Finland. *Journal of Environmental Management* 151: 369–377
- Hamberg, L., Lehvävirta, S., Minna, M.-L., Rita, H., Kotze, D.J. 2008: The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *Applied Vegetation Science* 11: 83–98.
- Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., Lehvävirta, S. ja Kotze, J. 2009: The effects of soil fertility on the abundance of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) in urban forests. *Plant Ecology* 204(1):21–3
- Hanski, I., Zurita, G. A., Bellocq, M. I., Rybicki, J. 2013: Species-fragmented area relationship. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States* 110(31): 12715–12720
- Harting, T., Evans, G.W., Jamner, L.D., Davis, D.S., Gärling, T. 2003: Tracking restoration in natural and urban field settings. *Journal of Environmental Psychology* 23(2): 109–123
- Hauru, K., Koskinen, S., Kotze, D. & Lehvävirta, S. 2014: The effects of decaying logs on the aesthetic experience and acceptability of urban forest – Implications for forest management. *Landscape and Urban Planning* 123:114–123
- Hauru, K., Lehvävirta, S., Korpela, K. & Kotze, D. 2012a: Closure of view to the urban matrix has positive effects on perceived restorativeness in urban forests in Helsinki, Finland. *Landscape and Urban Planning* 107:361–369
- Hauru, K., Niemi, A., Lehvävirta, S. 2012b: Spatial distribution of saplings in heavily worn urban forests: Implications for regeneration and management. *Urban Forestry & Urban Greening* 11: 279–289
- Hintsanen, L. 2018: Lähimetsät päiväkotien ekosysteemipalveluna – Pro Gradu. Helsingin yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Geotieteiden ja maantieteen laitos. 70 s.
- Hofgaard, A. 1993: Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601–608
- Holeksa, J., 2000. Distribution of *Sorbus aucuparia* (Rosaceae) regeneration in relation to trees in a subalpine spruce forest (W Carpathians, Poland). *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 45: 203–212
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 s.
- Jankovska, I., Brumelis, G., Nikodemus, O., Amatniece, V., Straupmanis, G. 2015: Tree species establishment in urban forest in relation to vegetation composition, tree canopy gap area and soil factors. *Forests* 6(12): 4451–4461

- Jonsson, B.G., Kruys, N., Ranius, T. 2005: Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2): 289–309
- Kahn Jr. & P.H., Kellert, S.R. (toim.) 2002: Children's affiliations with nature: structure, development, and the problem of environmental generational amnesia. – Teoksessa: *Children and Nature: Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations*: 93–116. MIT Press.
- Kellomäki, S. 1977: Polut ulkoilun kanavoinnissa. *Silva Fennica* 11: 263–268.
- Kohtala, H. 2008: Kulku rakennettujen reittien ulkopuolella ja ulkoilijoiden suhtautuminen kulun ohjaamiseen tähtääviin keinoihin Helsingin kaupunkimetsissä. Pro Gradu, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 66 s.
- Konijnendijk, C.C. 2003: A decade of urban forestry in Europe. *Forest Policy and Economics* 5(2): 173–186
- Korpela, K., Ylén, M., Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2010: Favorite green, waterside and urban environments, restorative experiences and perceived health in Finland. *Health Promotion International* 25(2): 200–382
- Korpilo, S., Virtanen, T. & Lehvävirta, S. 2017: Smartphone GPS tracking – Inexpensive and efficient data collection on recreational movement. *Landscape and Urban Planning* 157: 608–617
- Korpilo, S., Jalkanen, J., Virtanen, T., Lehvävirta, S., Schroter, M. 2018a: Where are the hotspots and coldspots of landscape values, visitor use and biodiversity in an urban forest? *PLOS ONE* 13(9): 1–19
- Korpilo, S., Virtanen, T., Saukkonen, T., Lehvävirta, S. 2018b: More than A to B: Understanding and managing visitor spatial behaviour in urban forests using public participation GIS. *Journal of Environmental Management* 207: 124–133
- Kurtto, A. & Helynranta, L. 1998: *Helsingin kasvit: kukkivilta kiviltä metsän syliin* – Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Yliopistopaino, Helsinki. 400 s.
- Kuuluvainen, T., Juntunen, P. 1998: Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *Journal of Vegetation Science* 9(4): 551–562
- Kuuluvainen, T., Kalmari, R. 2003: Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 40(6): 401–413
- Kuuluvainen, T., Laiho, R. 2004: Long-term forest utilization can decrease forest floor microhabitat diversity: evidence from boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 303–309
- Larson, C.L., Reed, S.E., Merenlender, A.M., Crooks, K.R. 2018: Accessibility drives species exposure to recreation in a fragmented urban reserve network. *Landscape and Urban Planning* 175: 62–71
- Latva-Karjanmaa, T., Suvanto, L., Leinonen, K., Rita, H. 2003: Emergence and survival of *Populus tremula* seedlings under varying moisture conditions. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 934–944
- Leemans, R. 1991: Canopy gaps and establishment patterns of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in two old-growth coniferous forests in central Sweden. *Vegetatio* 93:157–165
- Lehvävirta, S. & Rita, H. 2002: Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Science* 13: 57–66.

- Lehvävirta, S. 1999: Structural elements as barriers against wear in urban woodlands. *Urban Ecosystems* 3: 45–56.
- Lehvävirta, S. 2007: Non-anthropogenic dynamic factors and regeneration of (hemi)boreal urban woodlands – synthesizing urban and rural ecological knowledge. *Urban Forestry & Urban Greening* 6(3): 119–134
- Lehvävirta, S., Rita, H. & Koivula, M. 2004: Barriers against wear affect the spatial distribution of tree saplings in urban woodlands. *Urban Forestry & Urban Greening* 3: 3–17
- Lehvävirta, S., Vilisics, F., Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., & Kotze, D. J. 2014: Fragmentation and recreational use affect tree regeneration in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 13(4): 869–877
- Malmivaara, M., Löfström, I., Vanha-Majamaa, I. 2002: Anthropogenic effects on understorey vegetation in Myrtillus type urban forests in southern Finland. *Silva Fennica* 36:367–381
- Malmivaara-Lämsä, M., Hamberg, L., Haapamäki, E., Liski, J., Kotze, D. & Lehvävirta, S. 2008a: Edge effects and trampling in boreal urban forest fragments – impacts on the soil microbial community. *Soil Biology & Biochemistry* 40:1612–1621
- Malmivaara-Lämsä, M., Hamberg, L., Löfström, I., Vanha-Majamaa, I. & Niemelä, J. 2008b: Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban Ecosystems* 11:1–16
- Merilä, P. & Jortikka, S. 2013: Forest Condition Monitoring in Finland – National report. The Finnish Forest Research Institute. Saatavilla: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:metla-201305087568>
- Metsäntutkimuslaitos (Metla) 2009: Valtakunnan metsien 11. inventointi (VMI11). Maastotyön ohjeet 2009. Koko Suomi. Moniste. 120 s.
- Metsäntutkimuslaitos (Metla) 2011: Suomen metsät 2011: Kestävän metsätalouden kriteereihin ja indikaattoreihin perustuen. Maa- ja metsätalousministeriö ja Metla 5/2011
- Meyer, A.M., Rathmann, J., Schulz, C. 2019: Spatially-explicit mapping of forest benefits and analysis of motivations for everyday-life's visitors on forest pathways in urban and rural contexts. *Landscape and Urban Planning* 185: 83–95
- Miller, J.R. 2005: Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution* 20(8): 430–434
- Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE) 2015: State of Europe's Forests. Saatavissa: <https://www.foresteurope.org/docs/fullsoef2015.pdf>
- Neuvonen, M., Sievänen, T., Tönnies, S. & Koskela, T. 2007: Access to green areas and the frequency of visits – A case study in Helsinki. *Urban Forestry & Urban Greening* 6: 235–247
- Niemelä, J., Saarela, S.-R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S. and Kotze, D.J. 2010: Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study”. *Biodiversity and Conservation* 19(11): 3225–3243.

- Penttinen, M. 2017: The effect of downed logs on preventing the wear of forest floor in the urban forests of Helsinki – Pro Gradu. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos. 46 s.
- Pickering, C.M., Norman, P. 2017: Comparing impacts between formal and informal recreational trails. *Journal of Environmental Management* 193: 270–279
- Ranta, P. & Viljanen, V. 2011: Vascular plants along an urban-rural gradient in the city of Tampere, Finland. *Urban Ecosystems* 14(3): 361–376
- Ranta, P., Viljanen, V., Virtanen, T. 2013: Spatiotemporal dynamics of plant occurrence in an urban forest fragment. *Plant Ecology* 214(5): 669–683
- Rassi, P. 2010: Suomen lajien uhanalaisuus 2010 – Ympäristöministeriö. Suomen ympäristökeskus. Edita prima, Helsinki 685 s.
- Ryan, R. M., Weinstein, N., Bernstein, J., Brown, K. W., Mistretta, L., Gagné, M. 2010: Vitalizing effects of being outdoors and in nature. *Journal of Environmental Psychology* 30(2): 159–168
- Sahi, V. 2014a. *Koulumetsäopas: Käsikirja koulujen ja päiväkotien lähimetsien käyttöön ja turvaamiseen*. 108 s. Suomen luonnonsuojeluliitto ry.
- Sahi, V. 2014b: Koulumetsät arvoonsa – yhteistyöllä suojelua ja ympäristökasvatusta 2012-2013 loppuraportti, julkaistu 31.1.2014, saatavilla: <https://www.sll.fi/app/uploads/2018/09/Koulumetsa-LOPPURAPORTTI-2012-13-31.1.2014.pdf>
- Saukkonen, T. 2011: Katu ja puisto- osasto Helsingin luonnonhoidon linjaus. Helsingin rakennusviraston julkaisuja 2011:14 https://www.hel.fi/static/hkr/julkaisut/2011/luonnonhoito_web.pdf
- Siitonen, J. 2001: Forest Management, Coarse Woody Debris and Saprophytic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41
- Silvennoinen, S., Takala, M., Yli-Pelkonen, V., Koivusalo, H., Ollikainen, O., Setälä, H. 2017: Monetary value of urban green space as an ecosystem service provider: A case study of urban runoff management in Finland. *Ecosystem services* 28: 17–27
- Soga, M. & Gaston, K.J. 2016: Extinction of experience: the loss of human nature interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14(2): 94–101
- Takahashi, K., Homma, K., Vetrova, V.P., Florenzev, S., Hara, T. 2009: Stand structure and regeneration in a Kamchatka mixed boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 12: 627–634
- Terveysten ja hyvinvoinnin laitos (THL) 2013: Kansallinen FINRISKI 2012 – terveystutkimus, osa 2: Tutkimuksen taulukkoliite. Juvenes Print - Suomen Yliopistopaino Oy, Tampere. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-302-054-2>
- Thompson, C. W., Aspinall, P., Montarzino, A. 2008: The Childhood Factor Adult Visits to Green Places and the Significance of Childhood Experience. *Environment and Behavior* 40 (1): 111–143
- Tikkanen, M., Korhola, A., Seppä, H. & Virkanen, J. 1997: Along-term record of human impacts on an urban ecosystem in the sediments of Töölönlahti Bay in Helsinki, Finland. *Environmental conservation* 24(4): 326–337
- Turner, W. R., Nakamura, T., Dinetti, M. 2004: Global Urbanization and the Separation of Humans from Nature. *BioScience* 54 (6): 585–590

- Tyrväinen L. 1999: Monetary valuation of urban forest amenities in Finland. Academic dissertation. Finnish Forest Research Institute, Research papers 739. Finnish Forest Research Institute, Vantaa
- Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K., de Vries, S. 2005: Benefits and use of urban forest and trees. – Teoksessa: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperijn, J. (toim.), *Urban forests and trees; a reference book*: 81 – 114. Springer. Berlin.
- Tyrväinen, L., Mäkinen, K., Schipperijn, J. 2007: Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. *Landscape and Urban Planning* 79(1): 5–19
- Tyrväinen, L., Ojala, A., Korpela, K., Lanki, T., Tsunetsugu, Y., Kagawa, T. 2014: The influence of urban green environments on stress relief measures: A field experiment. *Journal of Environmental Psychology* 38: 1–9
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2014: World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352). Saatavissa: <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/files/wup2014-highlights.pdf>
- Vierikko, K., Salminen, J., Niemelä, J., Jalkanen, J., Tamminen, N. 2014: *Helsingin kestävä viherrakenne. Miten turvata kestävä viherrakenne ja kaupunkiluonnon monimuotoisuus tiivistyvässä kaupunkirakenteessa*. Kaupunkiekologinen tutkimusraportti. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2014: 27. Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, 130 s.
- Veselkin, D.V., Korzhinevskaya, A.A., Podgaevskaya, E.N. 2019: The Edge Effect on the Herb–Dwarf Shrub Layer of Urbanized Southern Taiga Forests. *Russian Journal of Ecology* 49(6): 465–474
- Von Hertzen, L., Hanski, I., Haahtela, T. 2011: Biodiversity loss and inflammatory diseases are two global megatrends that might be related. *EMBo Reports* 12(11): 1089–1093
- Yli-Pelkonen, V. 2013: Importance of recreational ecosystem services in Helsinki, Finland. *Management of Environmental Quality: An International Journal* 24(3): 365–382.